

Surveillance, usage et mise en valeur des zones côtières
Ressources halieutiques, exploitation durable et valorisation

ifremer

Chantal ABERNOT-LE GAC
Luc DREVES
(coordinateurs)

Elvire ANTAJAN
Liliane FIANT
Jocelyne MARTIN
Philippe MONBET
Ivan SCHLAICH

Mars 2011 - RST ODE/UL/11.01

Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Flamanville

Année 2010

Rapport scientifique annuel



Botryllus schlosseri (Ascidie), Diélette, septembre 2010

Numéro d'identification du rapport :		ODE/UL/11.01	date de publication : mars 2011
Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>			nombre de pages : 218
Validé par : Luc Drévès & Chantal Abernot-Le Gac			bibliographie : oui
			illustration(s) : oui
			langue du rapport : français
Titre de l'article			
<i>Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville</i> <i>Année 2010 – rapport scientifique annuel</i> <i>Ecological and fisheries monitoring of the Flamanville nuclear power plant</i> <i>2010 Annual scientific report</i>			
Auteurs principaux :		Organisme / Direction / Service, laboratoire	
Abernot - Le Gac	Chantal	Ifremer / DOP / LER - FBN	
Drévès	Luc	Ifremer / DOP / LER	
Antajan	Elvire	Ifremer / DOP / LER - BL	
Fiant	Liliane	Ifremer / DOP / LER - N	
Martin	Jocelyne	Ifremer / DOP / DCN / EMH	
Monbet	Philippe	PM Consulting	
Schlaich	Ivan	Ifremer / DOP / DCMMN / HMMN – RHPEB	
Collaborateur(s)			
Berthélé	Olivier	Ifremer / DOP / DCN / EMH	
Bourriau	Paul	Ifremer / DOP / DCN / EMH	
Comte	Anne	Ifremer / DOP / DCN / EMH	
Donou	Jean Bernard	Ifremer / DAF / FI BREST	
Françoise	Sylvaine	Ifremer / DOP / LER – N	
Gaffet	Jean-Dominique	Ifremer / DOP / DCB / DYNECO – Benthos	
Gohin	Francis	Ifremer / DOP / DCB / DYNECO – Pelagos	
Justome	Vincent	Ifremer / DOP / LER – N	
Lamort	Laure	Ifremer / DOP / LER – N	
Le Gagneur	Eric	Ifremer / DOP / LER – N	
Lejolivet	Aurore	Ifremer / DOP / LER – N	
Maheux	Frank	Ifremer / DOP / LER – N	
Marco-Miralles	Françoise	Ifremer / DOP / LER – PAC	
Miossec	Dominique	Ifremer / DOP / DCB / STH /LBH	
Neaud Masson	Nadine	Ifremer / DOP / LER – AR	
Philippon	Xavier	Ifremer / DOP / DCB / DYNECO – Pelagos	
Pierre-Duplessix	Olivier	Ifremer / DOP / LER – N	
Quinquis	Jérôme	Ifremer / DOP / DC MMN / HMMN – RHPEB	
Rabiller	Emilie	Ifremer / DOP / LER – N	
Rimond	Flore	Ifremer / DOP / DC MMN / HMMN – RHPEB	
Simon	Benjamin	Ifremer / DOP / LER – N	
Vérin	Françoise	Ifremer / DOP / LER – BL	
Cadre de la recherche : Programme = Surveillance et évaluation de la qualité du milieu marin Projet = Impact des Grands Aménagements (I.G.A.)			
Commande d'exécution EDF n° 5100-CSY-4200132742 du 11 décembre 2006			
Contrat C349C65050			
Organisme commanditaire :			
Electricité de France (EDF) – Production Transport – C.N.P.E. de Flamanville B.P. 4 – 50 340 Les Pieux			

Résumé

L'étude de surveillance n° 28 du site électronucléaire de Flamanville (département de la Manche) concerne l'année 2010. Sont étudiés les domaines benthique, halieutique et pélagique. L'année 2010 est la 25^{ème} année de fonctionnement de la Centrale de Flamanville.

Abstract

The monitoring report (n° 28) of the nuclear power plant located in Flamanville (France) takes into account studies carried out between March and September 2010.

Environmental effects and potential impacts of the aquatic system are reported through different chapters : hydrology, microbiology, phytoplankton, zooplankton, fisheries, intertidal phytobenthos and zoobenthos.

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

Mots-clés

Centrale nucléaire, Flamanville, Surveillance, Benthos, Halieutique, Pelagos

Words keys

Flamanville, Monitoring, Nuclear power plant, Benthos, Fisheries, Pelagos

Commentaire

Ce document doit être cité de la manière suivante :

Abernot-Le Gac C., Drévès L., (coordinateurs), Antajan E., Fiant L., Martin J., Monbet Ph., Schlaich I., 2011. Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2010 – Rapport Ifremer RST.ODE/UL/11.01, mars 2011, 218 p.

La commande d'exécution passée par EDF-CNPE de Flamanville à Ifremer (document référencé 5100-CSY-4200132742) pour les cinq années 2006 à 2010 prévoit la fourniture par Ifremer des documents contractuels suivants

- Un état d'avancement des travaux réalisés au cours du premier semestre de l'année N, à remettre pour le 15 juillet.
- Un rapport annuel, dont la version provisoire est remise le 31 janvier de l'année N+1.
- Un rapport annuel, dont l'édition définitive est remise au plus tard le 31 mars de l'année N+1.

Pour le site de Flamanville, les travaux de prélèvements et d'analyses sont réalisés conformément à l'arrêté ministériel du 11 mai 2000 (J.O. du 6 juin 2000) « *autorisant EDF à poursuivre les prélèvements d'eau et rejets d'effluents liquides et gazeux pour l'exploitation du site nucléaire de Flamanville* ».

Concernant la surveillance scientifique du CNPE de Flamanville réalisée au cours de l'année 2010,

- L'état d'avancement a été adressé à EDF le 8 juillet 2010 [DREVES L., ABERNOT-LE GAC C., ANTAJAN E., MARTIN J., SCHLAICH I. (2010).- Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2010 – Etat d'avancement des travaux – premier semestre. Rapp. Ifremer DOP/LER/10.04, juillet 2010, 30 p]
- L'édition provisoire du rapport annuel a été transmis à EDF fin janvier. Les principaux résultats ont fait l'objet d'une présentation orale au cours de la réunion EDF-Ifremer tenue à Gravelines le 16 mars.
- L'édition définitive du rapport scientifique annuel fait l'objet du présent document prenant en compte les remarques formulées sur la version provisoire.

Sommaire

Préambule	9
1. FONCTIONNEMENT DE LA CENTRALE ET PROGRAMME IFREMER EN 2010 ...	11
1.1. Fonctionnement de la Centrale	13
1.2. Travaux réalisés par l’Ifremer	17
2. CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES	19
2.1. Climatologie	21
2.2. Température de l’eau de mer	26
3. LE DOMAINE PELAGIQUE	33
3.1. Méthodologie.....	35
3.2. Hydrologie.....	35
3.3. Microbiologie	64
3.4. Phytoplancton	79
3.5. Zooplancton.....	99
4. LE DOMAINE BENTHIQUE	115
4.1. Phytobenthos intertidal.....	118
4.2. Zoobenthos des substrats durs intertidaux.....	135
4.3. Conclusion.....	151
5. LE DOMAINE HALIEUTIQUE.....	153
5.1. Larves de crustacés.....	155
5.2. Surveillance de la pêche côtière des crustacés	169
5.3. Annexes	187
6. CONCLUSION	199
6.1. Le domaine pélagique.....	201
6.2. Le domaine benthique	205
6.3. Le domaine halieutique	206
7. BIBLIOGRAPHIE.....	209

Préambule

Dans le cadre de l'implantation d'une Centrale électronucléaire sur le littoral de la commune de Flamanville (département de la Manche) et du contexte législatif en vigueur, **Électricité de France** a confié à l'**IFREMER**¹ les études écologiques et halieutiques du milieu marin encadrant ce site.

Une étude essentiellement bibliographique, dite d'**Avant-projet**, fut réalisée en 1975 par le CNEOX², pour la partie écologique, et l'ISTPM³, pour la partie halieutique.

L'**étude de Projet**, menée par ces deux organismes de juillet 1976 à août 1978 (étude écologique), et d'avril 1977 à septembre 1979 (étude halieutique), eut pour objet d'établir un état de référence avant l'implantation de la centrale électronucléaire. Seule la composante de l'étude halieutique traitant de la pêche des crustacés a été maintenue entre les deux phases de Projet et de Surveillance (de 1980 à 1982).

L'**étude de Surveillance** a commencé en 1983, soit deux années avant la date théorique de mise en fonctionnement de la première tranche de la Centrale (janvier 1985). La mise en route s'étant effectuée progressivement à partir de 1986, le contenu de cette étude est resté inchangé au cours des sept premières années de fonctionnement réel de la Centrale.

Cette étude de surveillance devait permettre dans un premier temps d'apprécier les fluctuations naturelles pluriannuelles des principaux paramètres retenus à partir de l'étude de Projet. Dans un deuxième temps, elle doit permettre d'analyser l'incidence éventuelle de la Centrale sur le milieu marin environnant et ses ressources.

A partir de 1993, le programme de Surveillance est allégé. Conformément à la stratégie déjà adoptée sur le site de Paluel, par exemple, l'étude du domaine pélagique est réalisée en trois points au lieu de quatre comme précédemment, le point "contrôle" étant abandonné. Pour le domaine benthique, l'étude de la faune des substrats meubles intertidaux de l'anse de Sciotot (espèce cible : *Urothoë brevicornis*) et celle du macrobenthos sublittoral proche du cap de Flamanville (espèce cible : *Nucula nucleus*) sont abandonnées. Pour le domaine halieutique, le nombre de campagnes à la mer pour le suivi des larves de crustacés (homard et araignée) est ramené de 6 à 4, pour être rétabli à 6 à compter de 1998.

L'arrêté ministériel du 11 mai 2000, en son titre IV, chapitre IV, article 29, précise la surveillance physico-chimique et biologique de l'environnement marin en incluant l'analyse du bore dans la surveillance du domaine pélagique.

¹ Organisme issu de la fusion en 1984 du CNEOX et de l'ISTPM

² Centre National pour l'Exploitation des Océans

³ Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes

Au cours de 2010, 25^{ème} année de fonctionnement de cette Centrale, les études réalisées par l'Ifremer sur le site de Flamanville sont menées sous la responsabilité de :

- **Luc Drévès** (DOP-LER⁴) et **Chantal Abernot-Le Gac** (DOP-LER-FBN⁵) pour les caractéristiques environnementales (climatologie, température de l'eau de mer), le domaine benthique, et la coordination de l'ensemble des études sur ce site
- **Elvire Antajan** (DOP-LER-BL⁶) pour le zooplancton
- **Liliane Fiant** (DOP-LER-N⁷) pour le phytoplancton
- **Jocelyne Martin** (DOP-EMH⁸) pour les larves de crustacés
- **Philippe Monbet** (*PM Consultant*), pour les caractéristiques environnementales, pour l'hydrologie et la microbiologie; en collaboration avec le laboratoire Franck Duncombe de Caen (microbiologie et trihalométhanes), et le laboratoire départemental de Rouen (Bore)
- **Ivan Schlaich** (DOP-HMMN-RHPEB¹⁰) pour la surveillance de la pêche côtière des crustacés

⁴ Direction des Opérations (DOP), Département Environnement littoral et Ressources aquacoles (LER)

⁵ Laboratoire Environnement Ressources – Finistère Bretagne Nord (LER/FBN)

⁶ Laboratoire Environnement Ressources de Boulogne-sur-Mer (LER/BL)

⁷ Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/N)

⁸ Département Ecologie et Modèles pour l'Halieutique (EMH)

¹⁰ Département Halieutique Manche Mer du Nord (HMMN), laboratoire Ressources Halieutiques de Port-en-Bessin (RHPEB)

1. Fonctionnement du C.N.P.E. de Flamanville et programme d'intervention de l'Ifremer au cours de l'année 2010

Luc Drévès (DOP/LER)

Philippe Monbet (PM Consulting)

1.1. Fonctionnement de la Centrale

La centrale de Flamanville, située sur la côte ouest du Cotentin, comporte deux tranches de puissance électrique de 1 300 MW, mises en service en décembre 1985 pour la tranche 1, et juillet 1986 pour la tranche 2.

Pour le refroidissement de ses condenseurs, la centrale aspire de l'eau de mer dans le canal d'amenée à raison d'un débit moyen de $43 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Les eaux échauffées sont évacuées par un bassin de rejet communiquant avec une galerie souterraine creusée à -75 mètres, d'une longueur de 460 mètres pour la tranche 1, de 604 mètres pour la tranche 2. Les têtes de rejet, situées à l'extrémité ouest de ces galeries, sont localisées aux alentours de l'isobathe 10 mètres. Le volume d'eau prélevé et restitué par les pompes était en 2009 de $2,3 \cdot 10^9 \text{ m}^3$.

L'année 2010 représente la vingt cinquième année de fonctionnement de la centrale de Flamanville et la vingt huitième année consécutive pour les études de surveillance réalisées par l'IFREMER.

Les principaux arrêts de tranches observés au cours de l'année 2010 ont eu lieu en tranche 1 du 1^{er} au 30 janvier et du 17 mars au 25 avril, et en tranche 2 du 17 avril au 21 juillet (figure 1.1.1).

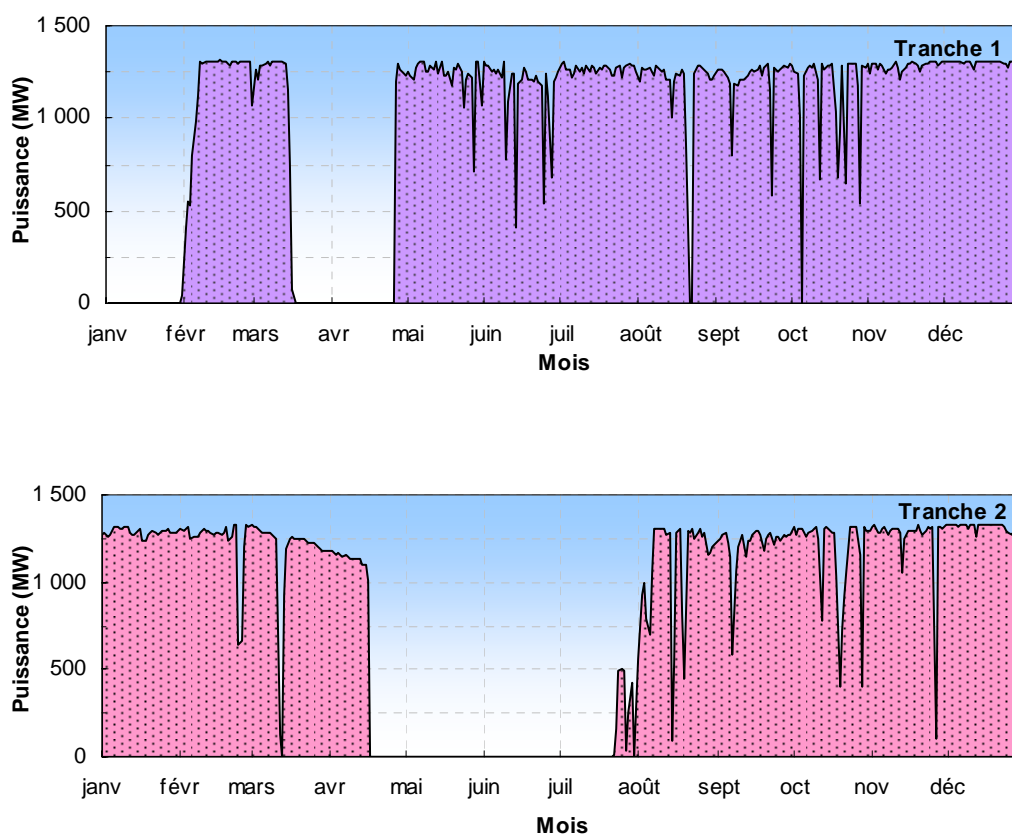


Figure 1.1.1 : Puissance nette moyenne des tranches 1 et 2 de Flamanville en 2010

Le relevé quotidien, effectué par EDF (à 16 h), de la température de l'eau de mer dans le canal d'amenée (à l'entrée des pompes) et à la sortie des deux condenseurs, est transmis chaque mois à l'IFREMER. Un premier traitement de ces données est présenté sous forme graphique (figures 1.1.2 et 1.1.3). Les arrêts de tranches se traduisent par une diminution de la température de l'eau de mer à la sortie du condenseur de la tranche concernée.

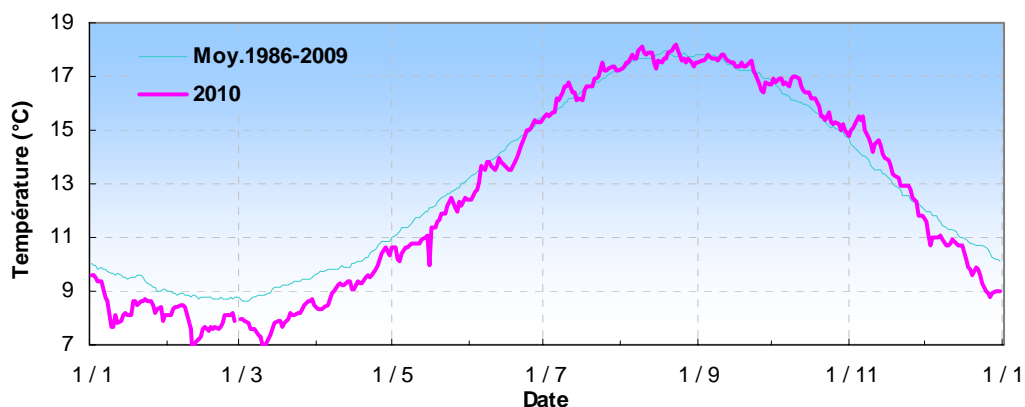


Figure 1.1.2 : Évolution de la température journalière (à 16 h) de l'eau de mer dans le canal d'amenée du C.N.P.E. de Flamanville au cours de l'année 2010, comparée à la moyenne journalière enregistrée sur la période 1986-2009

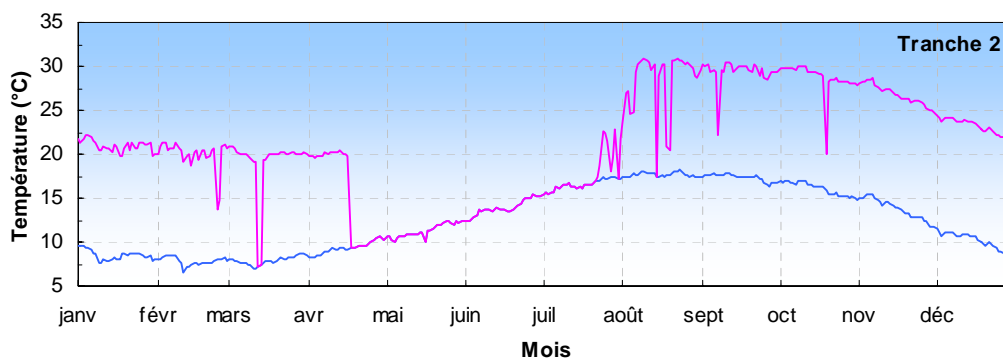
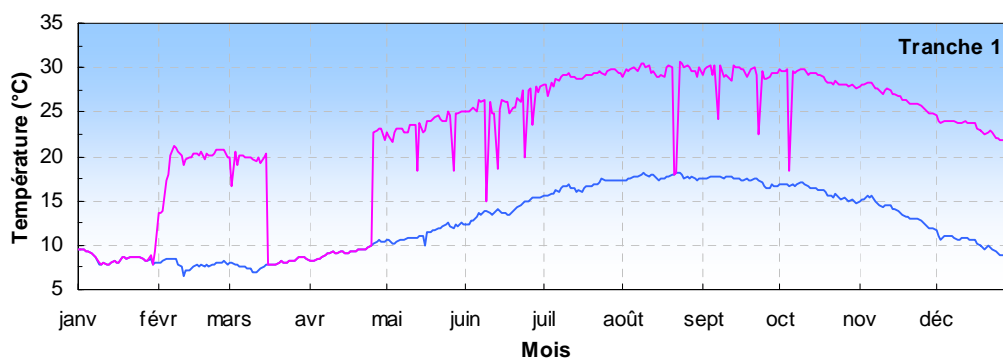


Figure 1.1.3 : Comparaison de la température de l'eau de mer entre le canal d'amenée et la sortie des condenseurs des tranches 1 et 2, au cours de l'année 2010

L'écart journalier moyen entre la sortie des condenseurs et le canal d'amenée peut ainsi être calculé (figure 1.1.4). Cet écart thermique journalier moyen est à rapprocher de la puissance nette moyenne des deux tranches (figure 1.1.5).

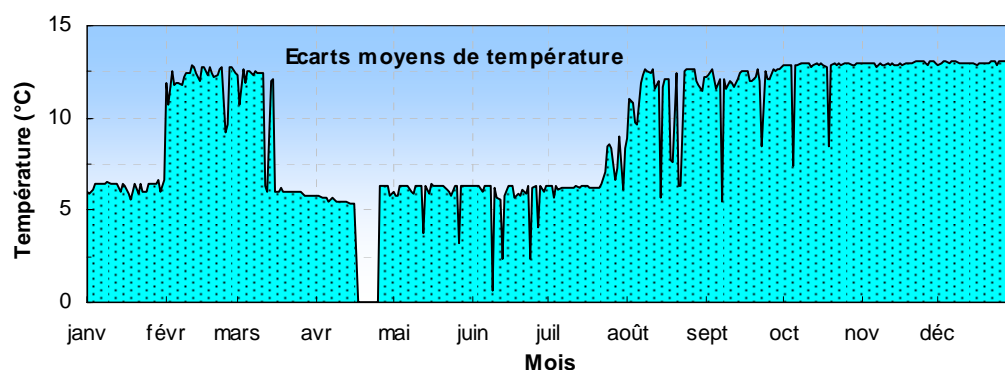


Figure 1.1.4 : Écarts journaliers moyens de la température de l'eau de mer entre la sortie des deux condenseurs et le canal d'amenée, au cours de l'année 2010

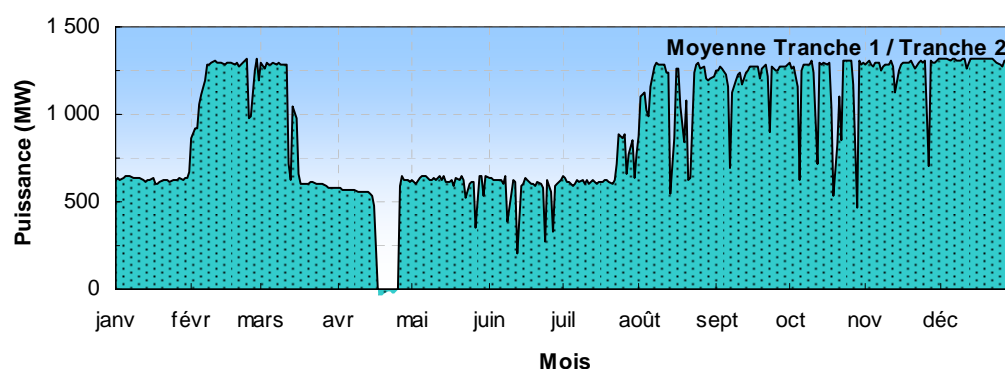


Figure 1.1.5 : Puissance nette moyenne du CNPE de Flamanville, au cours de l'année 2010

En 2010, la procédure antisalissure par électrochloration a fonctionné, pour la tranche 1 à partir de mai et pour la tranche 2 à partir de juillet. Comme l'indiquent les tableaux 1.1.1 et 1.1.2 ci-dessous, 56,9 tonnes de chlore ont ainsi été injectées dans les circuits de refroidissement au cours du premier semestre 2010.

Qté de chlore (T)	Mois												Total
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Tranche 1	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	23,1	21,7	10,2	9,8	27,1	12,6	14,9	131,6
Tranche 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,2	28,3	19,4	13,2	15,4	104,5
Total	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	23,1	21,7	38,4	38,2	46,5	25,8	30,3	236,1

Tableau 1.1.1 : Récapitulatif de la quantité mensuelle de chlore (en T) injecté dans le circuit d'eau de refroidissement du C.N.P.E. de Flamanville au cours de l'année 2010

Le tonnage annuel moyen de chlore injecté sur la période 1987-2010 est de 358 tonnes, à savoir 463 tonnes sur la période 1987-1993, puis 308 tonnes sur la période 1994-2009. Les quantités de chlore injectées annuellement sont rappelées dans le tableau 1.1.2 suivant.

Année	Cumul de janvier à juin	Cumul annuel
1987	100,8	424
1988	59,1	580
1989	189,6	570
1990	104,0	805
1991	60,4	365
1992	29,5	191
1993	5,2	209
Moyenne 87-93		463
<i>Modification du protocole</i>		
1994	80,1	243
1995	117,4	371
1996	52,7	173
1997	27,6	266
1998	138,3	428
1999	82,7	256
2000	83,7	327
2001	100,2	408
2002	74,7	308
2003	120,0	260
2004	49,1	382
2005	118,8	392
2006	114,6	329
2007	117,5	423
2008	64,3	174
2009	89,8	268
2010	56,9	236
Moyenne 94-10		308

Tableau 1.1.2 : Récapitulatif du tonnage annuel de chlore injecté dans le circuit de refroidissement du C.N.P.E. de Flamanville

Depuis le changement de protocole en 1994 à la suite du remplacement des installations d'électrochloration, le tonnage annuel de chlore varie de 173 tonnes en 1996 à 428 tonnes en 1998. Le relativement faible tonnage noté en 2010 s'explique, comme en 2008 et 2009, par des arrêts de tranche de longue durée en période de chloration.

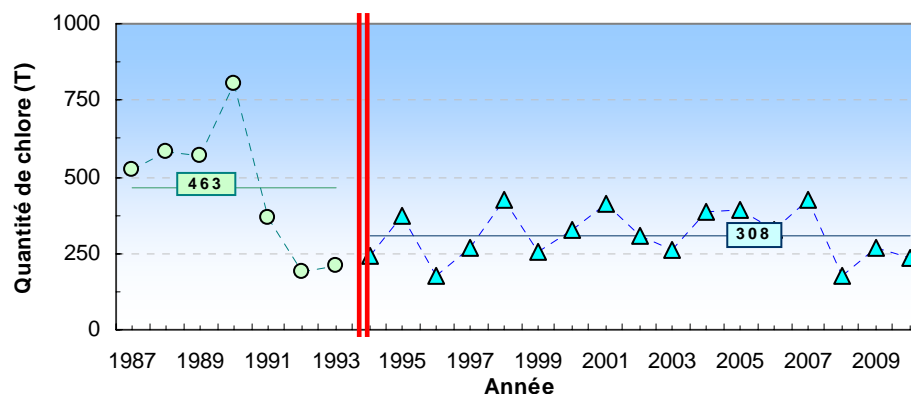


Figure 1.1.6 : Evolution du tonnage annuel de chlore injecté à Flamanville depuis 1987, comparé aux moyennes annuelles des périodes 1987-1993 et 1994-2010

1.2. Travaux réalisés par Ifremer

Les travaux réalisés au cours de l'année 2010 ont été menés conformément à l'avenant n°1 à la commande d'exécution référencée 5100-CSY-4200132742. Ils sont présentés dans le tableau 1.2.1.

Les points de prélèvements sont localisés sur la carte de la figure 1.2.1.

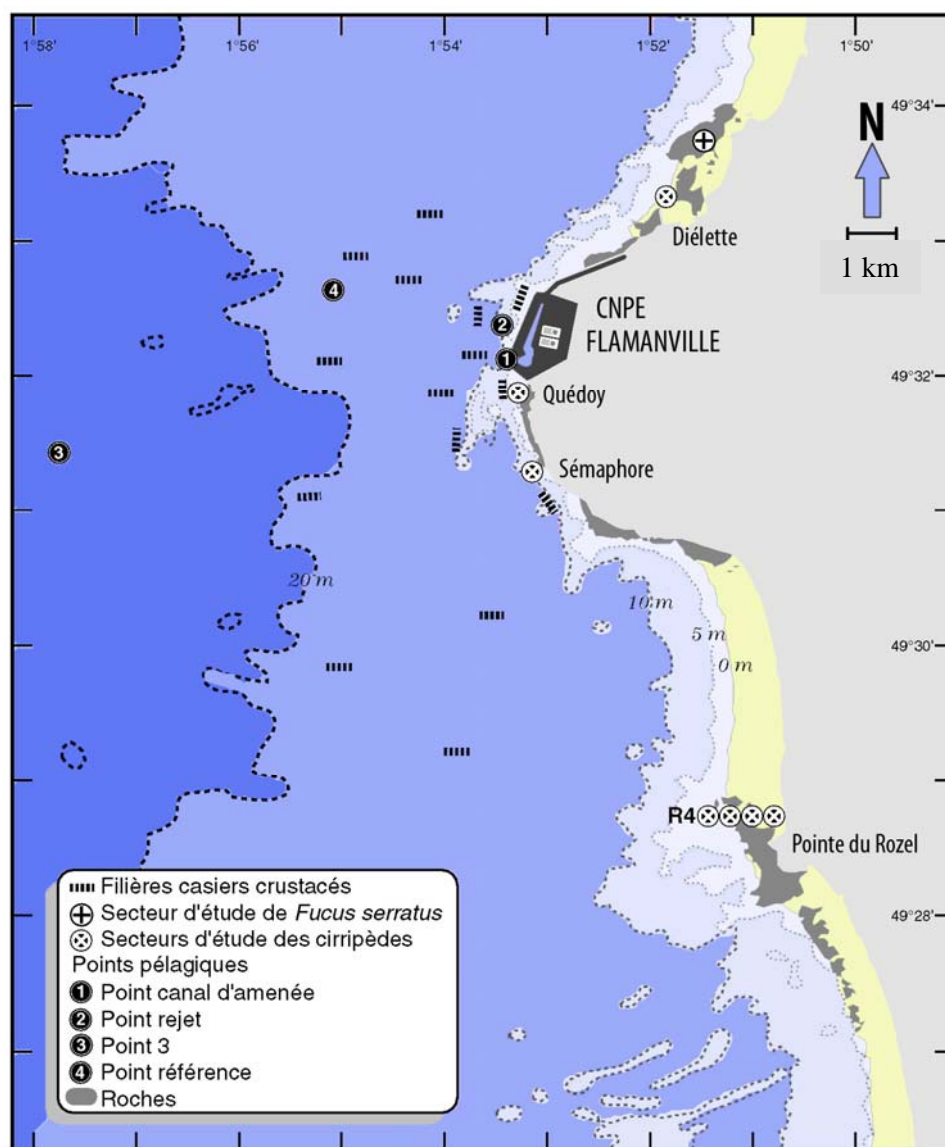


Figure 1.2.1 : Carte des abords de Flamanville, indiquant les points de prélèvements échantillonnés par l'Ifremer

Les coordonnées géographiques des points de prélèvements sont :

- ▶ Canal : 49° 32,112'N 1° 53,317'W
- ▶ Rejet : 49° 32,328'N 1° 53,477'W
- ▶ Référence : 49° 32,818'N 1° 55,127'W

2010	Points de prélèvements	Paramètres étudiés	Nombre de répliquats à chaque point	Dates missions
DOMAINE PELAGIQUE	Référence	Température, Salinité, MES, Sels nutritifs*, Bore, Haloformes	Référence 1 subsurf Référence 1 à -10m Rejet 1 subsurf. C.amenée 1 subsurf	
Hydrobiologie		Chlorophylle Phaeopigments Identification des espèces	Référence 1 subsurf Référence 1 à -10m Rejet 1 subsurf. C.amenée 1 subsurf	
Phytoplancton		Production primaire	Référence 3 subsurf Référence 3 à -10m Rejet 3 subsurf C.amenée 3 subsurf	
Zooplancton		Biomasse Composition chimique (carbone, azote) Identification des espèces	1 WP2 congelé 1 WP2 formolé	
Microbiologie		Dénombrement des - germes totaux - germes viables Recherche des vibrions halophiles	Référence 2 subsurf. Référence 2 à -10m Rejet 2 subsurf. C.amenée 2 subsurf	
DOMAINE BENTHIQUE	Platier de Diélette	<i>Fucus serratus</i>		
Phytobenthos	Radiale Dans la zone à <i>Fucus serratus</i>	- Biométrie - Longueur - Nbre de dichotomies - Fertilité - Diamètre du thalle - Biomasse.	10 pieds tous les 10 m. sur chaque radiale 10 quadrats /secteur	29/03 14/06 10/09
Zoobenthos	ROZEL (points 1, 2, 3, 4) SEMAPHORE QUEDOY DIELETTE	Substrats durs intertidaux	Par point : 8 quadrats 12 comptages 4 grattages	29-30/03 14-15/06
	ROZEL(Point 2), SEMAPHORE, QUEDOY, DIELETTE	- Densité des différentes espèces de cirripèdes - Faune associée - Étude de recolonisation	Par point : quadrats (3x25)cm ²	9-11/09
DOMAINE HALIEUTIQUE	[Point 3] Référence Rejet	Densité des larves d'araignée et de homard	2 Bongo 1 Neuston surface	9/06 22/06 5/07 20/07
Zooplancton et Hydrologie	Canal d'amenée	- température - salinité		18/08 2/09
Suivi de l'exploitation et de la biologie des espèces commerciales	N.O. Cotentin 15 points (1 filière par point)	Recueil d'informations sur la pêche professionnelle Pêches expérimentales - pour homard, tourteau, araignée, étrille (longueur, sex-ratio) - autres espèces (présence)	4 levées des 15 filières d'au moins 20 casiers	7-10/06 13-17/09

Tableau 1.2.1 : Récapitulatif de l'activité réalisée par l'Ifremer au cours de l'année 2010 devant le C.N.P.E. de Flamanville. (* Sels nutritifs : ammonium, nitrite, phosphate et silicate)

2. Caractéristiques environnementales de l'année 2010

Luc Drévès (DOP/LER)

Philippe Monbet (PM Consulting)

2.1. Climatologie

Les données communiquées par le centre de météo-France de Cherbourg proviennent d'enregistrements réalisés au sémaphore d'Auderville¹³ (température de l'air et pluviométrie) depuis janvier 1949, et à la station de Valognes¹⁴ (insolation) entre janvier 1986 et décembre 2008. A partir de janvier 2009, les données d'insolation proviennent de Sainte Marie du Mont. Depuis 1994 et jusqu'en 2008, les données utilisées dans ce rapport pour la température quotidienne de l'air représentaient la moyenne des données tri-horaires (8 par 24h) fournies par Météo France. La température quotidienne de référence fourni par Météo France est la moyenne du minimum de température mesurée entre 18 H UTC la veille et 18 H UTC le jour, et du maximum de température mesurée entre 06 H UTC le jour et 06 H UTC le lendemain. Dans un souci de conformité, à partir de 2009 les températures quotidiennes de l'air utilisées sont donc les températures de référence calculées par Météo France. L'ensemble des températures quotidiennes depuis 1994 a été mise à jour.

Le climat dominant de la région Basse-Normandie est de type océanique : le courant perturbé atlantique, établi en moyenne à hauteur du 50^{ème} parallèle nord, conditionne fortement les précipitations, les températures ainsi que le régime de vent.

Cependant, entre les régions littorales et l'intérieur des terres, les disparités sont sensibles. De même, l'influence du relief, même si les altitudes entrant en jeu sont modestes, est tout sauf insignifiante.

2.1.1. Pluviométrie

Depuis 1949, la pluviométrie mensuelle moyenne sur le nord-ouest Cotentin (figure 2.1.1) est de 59,9 mm. Par rapport à cette moyenne, elle est excédentaire en 2010 en janvier, février, juin, août, octobre et novembre. Le maximum des précipitations est observé en novembre avec un cumul mensuel exceptionnel de 203,4 mm, supérieur à la précédente valeur maximale observée pour ce mois en 2009 (189 mm). Les mois déficitaires en 2010 ont été mars, avril, mai, juillet, septembre et décembre. Le mois de décembre 1999 est resté le plus humide depuis 1949 avec 236 mm. Mais novembre 2010 est maintenant le second mois le plus humide depuis 1949. Finalement mars 1961 est le mois le plus sec avec aucune précipitation (0 mm, seulement des traces).

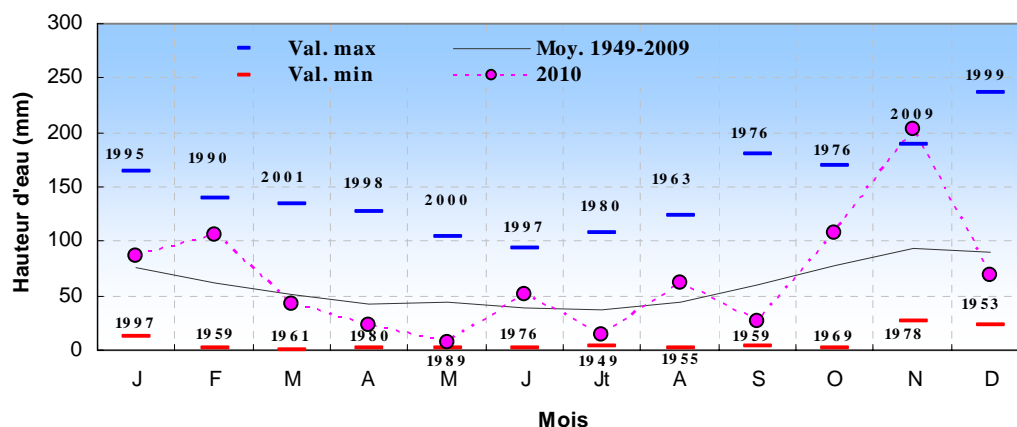


Figure 2.1.1 : Pluviométrie mensuelle au sémaphore de La Hague au cours de l'année 2010, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1949-2009.

¹⁴ Altitude : 3 m ; latitude : 49° 43'6 N ; longitude : 001° 56'4 W

¹⁴ Altitude : 61 m ;

Le cumul annuel moyen sur la période de 1949/2010 est de 719 mm, variant de 430 mm en 1953 à 1001 mm en 1994 (figure 2.1.2).

Sur la période 1949/2010, l'observation des cumuls annuels par période décennale (figure 2.2) permet d'apprécier la forte pluviométrie des deux dernières décennies. Sur la période 1989/1998 le cumul moyen atteint 771 mm. Sur la période 1999/2008, il est de 770 mm. Ces deux cumuls sont largement supérieurs aux décennies précédentes (689 mm, 1979/1988 ; 651 mm, 1949/1958).

L'observation des cumuls moyens glissants sur dix ans permet d'identifier les deux décennies extrêmes : 1953/1962 (633 mm) et 1993/2002 (826 mm).

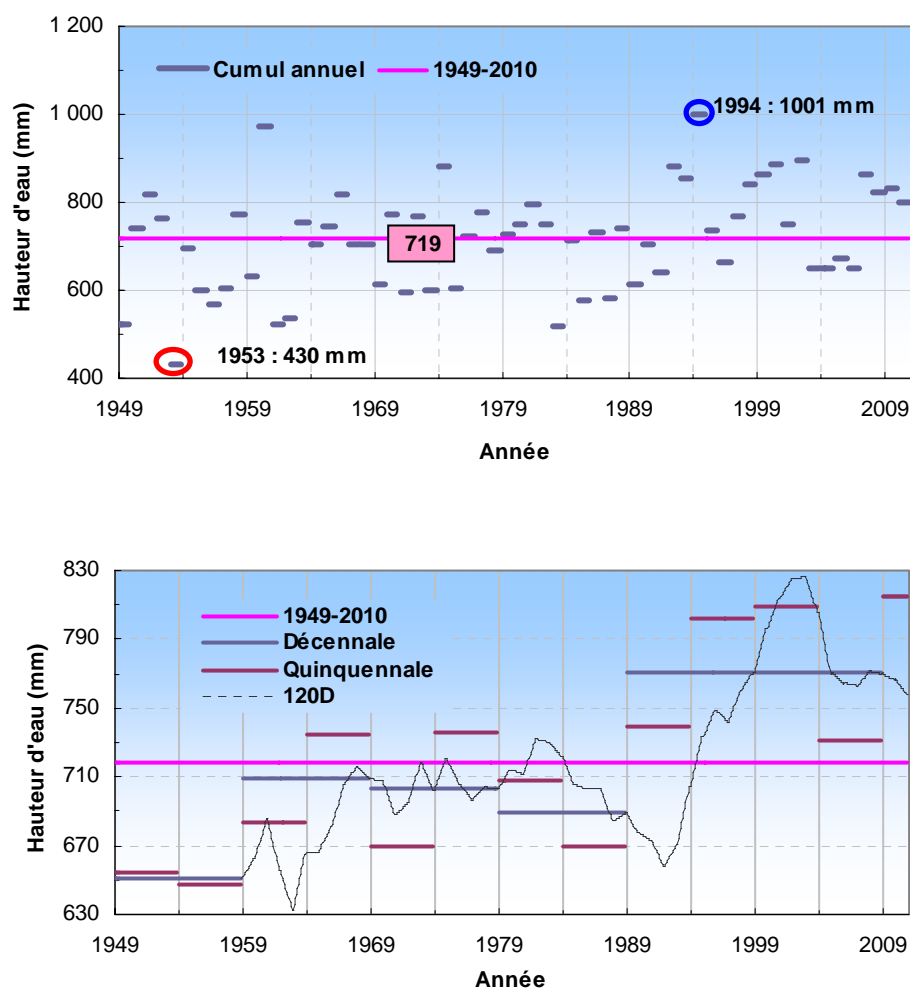


Figure 2.1.2 : Pluviométrie au sémaphore de La Hague de 1949 à 2010. Comparaison des cumuls annuels, quinquennaux et décennaux au cumul moyen annuel observé sur la totalité de la période.

Le cumul pluviométrique annuel de 2010 est de 799 mm. Il est excédentaire par rapport au cumul moyen établi sur la période 1949-2010 (719 mm). Ce niveau de précipitation est très proche de celui de 1981 (798 mm) et similaire à celui de 1966 (818 mm).

2.1.2. Insolation

L'importance de l'insolation mensuelle moyenne (figure 2.1.3) est directement dépendante de la durée même du jour. Elle est de ce fait minimale en hiver (< 100 heures) et maximale en été (juin 294 heures). Mais la couverture nuageuse peut

perturber ce schéma. Ainsi, le mois de juillet présente une durée d'insolation (248 heures) nettement inférieure à celle enregistrée en juin.

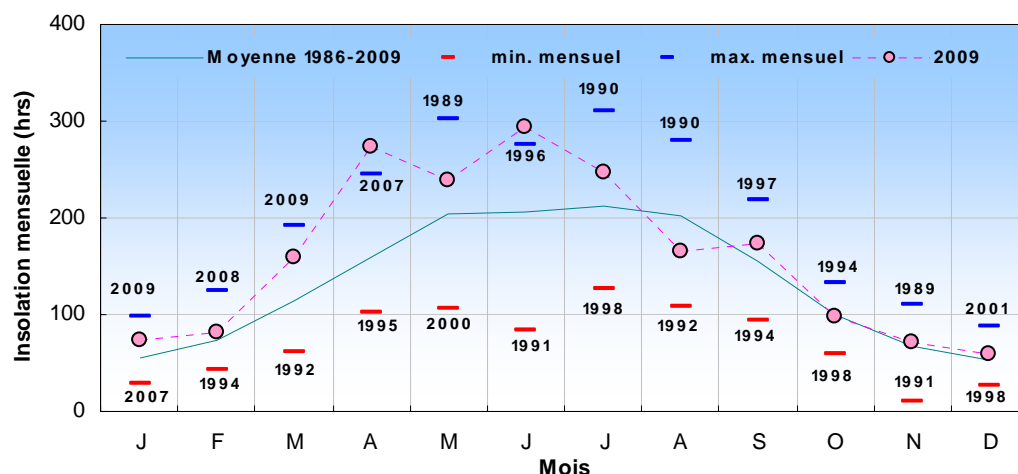


Figure 2.1.3 : Insolation mensuelle à Sainte Marie du Mont au cours de l'année 2010, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1986-2009

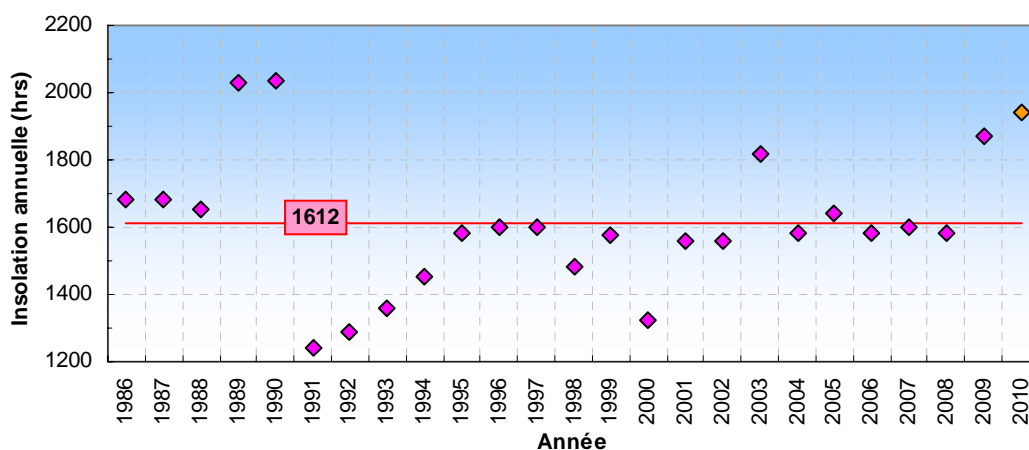


Figure 2.1.4 : Insolation annuelle dans le secteur de La Hague depuis 1986, comparée à la moyenne annuelle obtenue sur la totalité de la période.

Avec une insolation annuelle de 1938 heures, l'année 2010 est largement excédentaire, comparée à l'insolation annuelle moyenne de ces 25 dernières années (1612 heures).

2.1.3. Température de l'air

Au cours des 62 dernières années (1949/2010), la température moyenne mensuelle de l'air (figure 2.1.2) varie de 6,7 °C en février à 17,0 °C en août. Les moyennes mensuelles extrêmes ont été enregistrées en janvier 1963 (2,0 °C) et en août 2003 (18,9 °C).

Sur la période 1949/2010, la température moyenne annuelle est de 11,57 °C, avec un écart thermique moyen de 10,26 °C entre le mois le plus froid et le mois le plus chaud. L'année la plus chaude est 2002 avec une température moyenne annuelle de 12,74 °C, suivie par 1999 (12,67 °C), 2007 (12,55 °C) et 2005 (12,47 °C) ; la plus froide, 1963 avec 9,99 °C, suivie par 1956 (10,58 °C) et 1986 (10,63 °C). Le plus grand écart

thermique entre le mois le plus froid et le mois le plus chaud d'une même année est noté en 1987 avec 14,1 °C ; le plus faible en 2007 avec 8,5 °C.

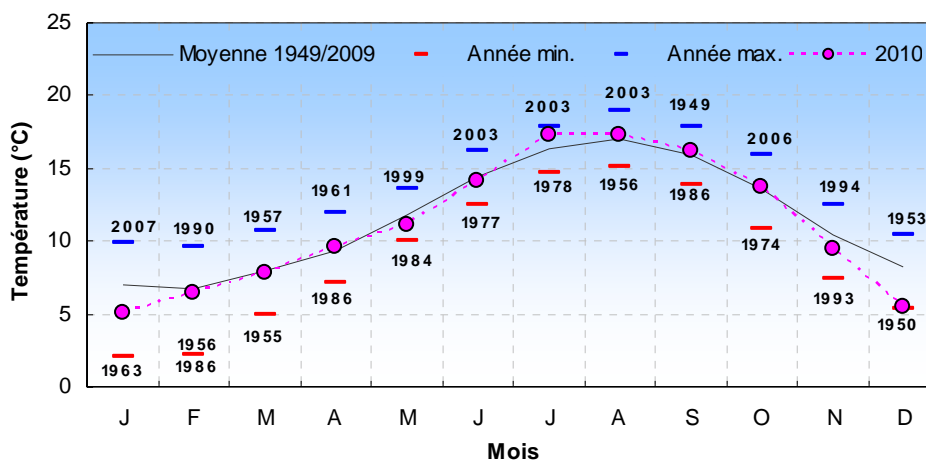


Figure 2.1.5 : Température mensuelle moyenne de l'air à La Hague au cours de l'année 2010, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1949-2009

Sur la période 1949/2010, l'observation de la température mensuelle moyenne de l'air par période décennale (figure 2.1.6) permet d'apprécier l'échauffement moyen de 0,7 °C entre les décennies 1979/1988 (température moyenne de 11,2 °C) et 1989/1998 (11,9 °C).

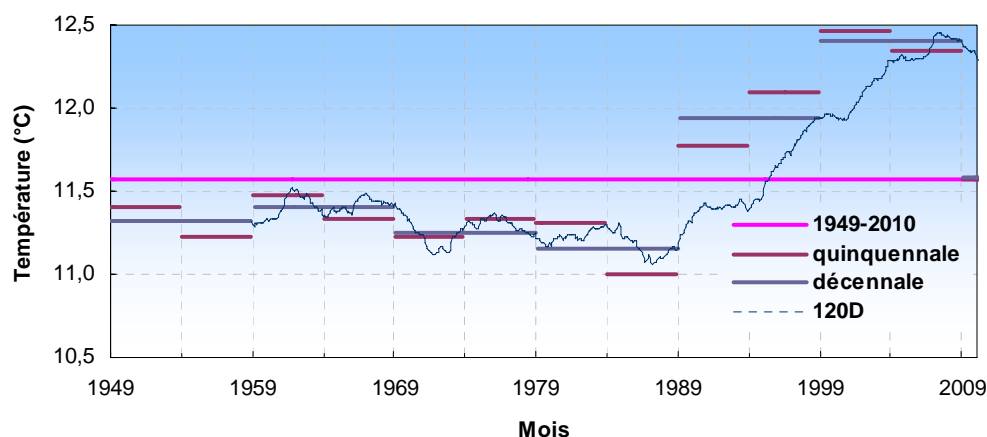


Figure 2.1.6 : Température de l'air au sémaphore de La Hague de 1949 à 2010. Comparaison des moyennes annuelles, quinquennales et décennales à la moyenne observée sur la totalité de la période

L'observation des moyennes glissantes sur dix ans permet d'identifier les deux décennies extrêmes : avril 1977 / mars 1987 (11,06 °C) et août 1997 / juillet 2007 (12,46 °C), l'échauffement moyen entre ces deux périodes étant de 1,3°C.

L'observation des températures moyennes de l'air sur des périodes pluriannuelles (5 ou 10 ans) montre, certes un échauffement évident, mais surtout l'accentuation du phénomène à partir de la fin des années 1980.

2.1.4. Caractéristiques de l'année 2010

L'année 2010 se caractérise par :

- Un cumul annuel des précipitations (799 mm) supérieur au cumul moyen enregistré depuis 1949 (719 mm) ; le premier et le second semestre sont caractérisés par des cumuls de 316 mm et 482 mm respectivement. Le second semestre est excédentaire, les moyennes semestrielles étant respectivement 316 mm et 403 mm.

	Minimum	Année	Moyenne	2010	Rang/62	Maximum	Année
Trim. 1	48,60	1953	188,2	236,4	50	365,2	1995
Trim. 2	26,20	1976	128,0	80,0	9	243,7	1964
Trim. 3	52,40	1964	142,7	102,4	18	307,5	1974
Trim. 4	101,80	1953	258,6	379,8	57	410,6	2000

Tableau 2.1.1 : Bilan pluviométrique trimestriel (en mm) de 1949 à 2010 (rang/62 ans : 1 sec – 62 très humide)

- Une insolation annuelle moyenne (1938 heures) nettement supérieure à la moyenne enregistrée depuis 1986 (1612 heures).
- (i) Une température moyenne annuelle de l'air (11,13 °C) inférieure à la moyenne enregistrée sur la période 1949-2010 (11,57 °C) ; (ii) des moyennes mensuelles inférieures aux moyennes saisonnières toute l'année sauf en été ; (iii) des températures trimestrielles inférieures à la moyenne pour le premier, le second et le dernier trimestre. Il ressort de l'examen des 62 dernières années le constat d'un printemps généralement plus doux que l'automne. L'année 2010 confirme à nouveau cette règle, à laquelle ont fait exception les années 1954, 1977, 1978, 1979, 1986 et 2006.

	Minimum	Année	Moyenne	2010	Rang/62	Maximum	Année
Trim. 1	3,77	1963	7,25	6,46	11	9,46	2007
Trim. 2	10,59	1977	11,87	11,6	26	13,30	1961
Trim. 3	14,97	1986	16,45	16,93	46	17,95	2003
Trim. 4	9,17	1952	10,74	9,53	4	12,52	2006

Tableau 2.1.2 : Bilan des températures trimestrielles (°C) de 1949 à 2010 (Rang/62 ans : 1 froid – 62 chaud)

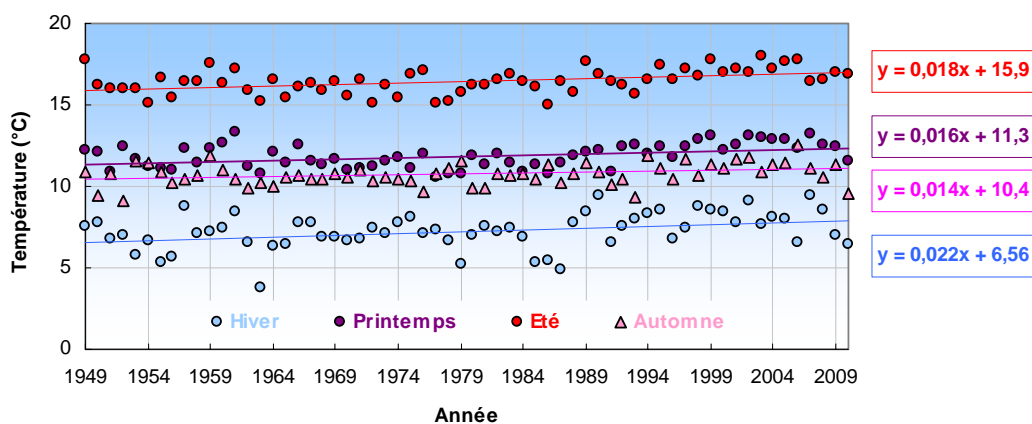


Figure 2.1.7 : Évolution des températures trimestrielles moyennes de l'air depuis 1949.

2.2. Température de l'eau de mer

Depuis 1986 (soit 25 années de mesures), EDF effectue un relevé quotidien (à 16h00) de la température de l'eau de mer dans le canal d'aménée. Le résultat des levés réalisés au cours de l'année 2010 est présenté à la figure 1.1.2 (page 14).

Sur l'ensemble de ces 25 années, le minimum de température mensuelle moyenne de l'eau de mer dans le canal d'aménée est noté en février (8,76 °C), les valeurs extrêmes étant enregistrées en 1986 (6,80 °C) et 2007 (10,20 °C). Le maximum mensuel moyen est observé en août (17,70 °C), oscillant entre 16,28 °C en 1986 et 18,44 °C en 2003. La température moyenne annuelle est de 12,94 °C, les extrêmes étant 11,34 °C en 1986 et 13,95 °C en 2007.

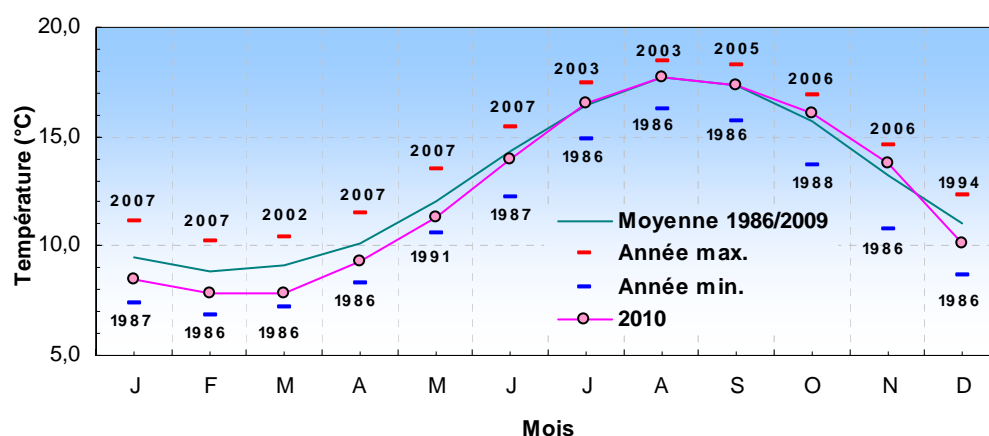


Figure 2.2.1 : Évolution de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer dans le canal d'aménée du CNPE de Flamanville en 2010, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1986-2009

A l'instar des observations faites sur la température de l'air, l'année 2010 présente des températures moyennes mensuelles de l'eau de mer inférieures aux moyennes saisonnières toute l'année sauf en été/automne. Les écarts à la moyenne vont de - 1,21 °C (mars) à + 0,55 °C (novembre).

Pour un jour donné, l'écart journalier à la moyenne quotidienne estimée au cours de ces 25 années est calculé. Les écarts oscillent entre - 3,41 °C (le 14/11/1986) et + 2,49 °C (le 18/01/2007). La représentation graphique de ces anomalies journalières permet de visualiser la dominante thermique d'une année donnée (figure 2.2.2), ou par exemple les conditions thermiques des périodes précédant les jours de prélèvements.

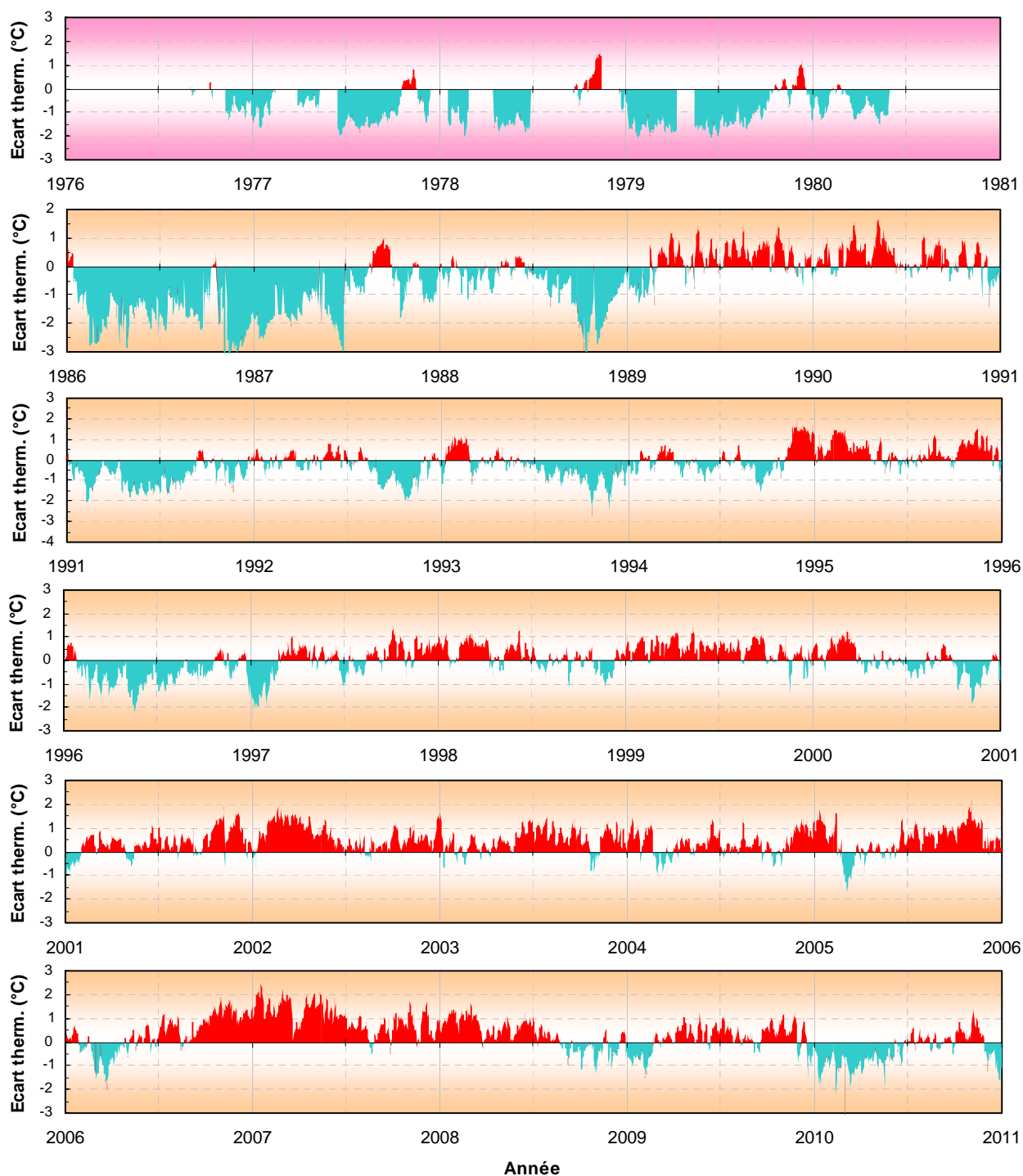


Figure 2.2.2 : Anomalies de la température de l'eau de mer à Flamanville – Ecart thermique journalier (en °C) à la moyenne quotidienne (moyenne estimée sur la période janvier 1986 -décembre 2010).

Ces écarts, moyennés sur l'année, permettent d'apprécier le bilan thermique déficitaire de l'année 2010 ($-0,39\text{ °C j}^{-1}$). A noter que l'année 2010 est la première du XXI^{ème} siècle à présenter un bilan thermique déficitaire (tableau 2.2.1).

Années excédentaires															
Ecart (C.j ⁻¹)	2007	2002	2005	2003	1999	1995	2001	2004	2006	2008	1990	1989	1998	2009	1997
	+1,01	+0,65	+0,49	+0,47	+0,47	+0,43	+0,37	+0,33	+0,33	+0,30	+0,26	+0,24	+0,17	+0,17	0,01
Années déficitaires															
Ecart (C.j ⁻¹)	1994	2000	1992	2010	1993	1996	1988	1991	1987	1986					
	-0,01	-0,04	-0,28	-0,39	-0,39	-0,56	-0,69	-0,78	-0,97	-1,59					

Tableau 2.2.1 : Bilan thermique moyen journalier de 1986 à 2010 (les 25 années sont classées de la plus chaude à la plus froide).

Au cours de la période 1986/2010, les moyennes mensuelles des températures de l'air à La Hague et de l'eau de mer à Flamanville présentent des variations similaires avec un léger décalage dû à l'inertie de la masse d'eau.

Au cours des 25 dernières années, la température moyenne annuelle est de 12,94 °C pour l'eau de mer, 11,98 °C pour l'air (pour rappel, cette dernière est de 11,58 °C au cours de la période 1949-2010).

La comparaison de ces températures (figure 2.2.3), soit par moyenne mobile calculée sur les 12 derniers mois, soit par période quinquennale, montre sur le long terme la similitude des variations de températures observées tant dans l'eau que dans l'air dans ce secteur du nord-ouest Cotentin.

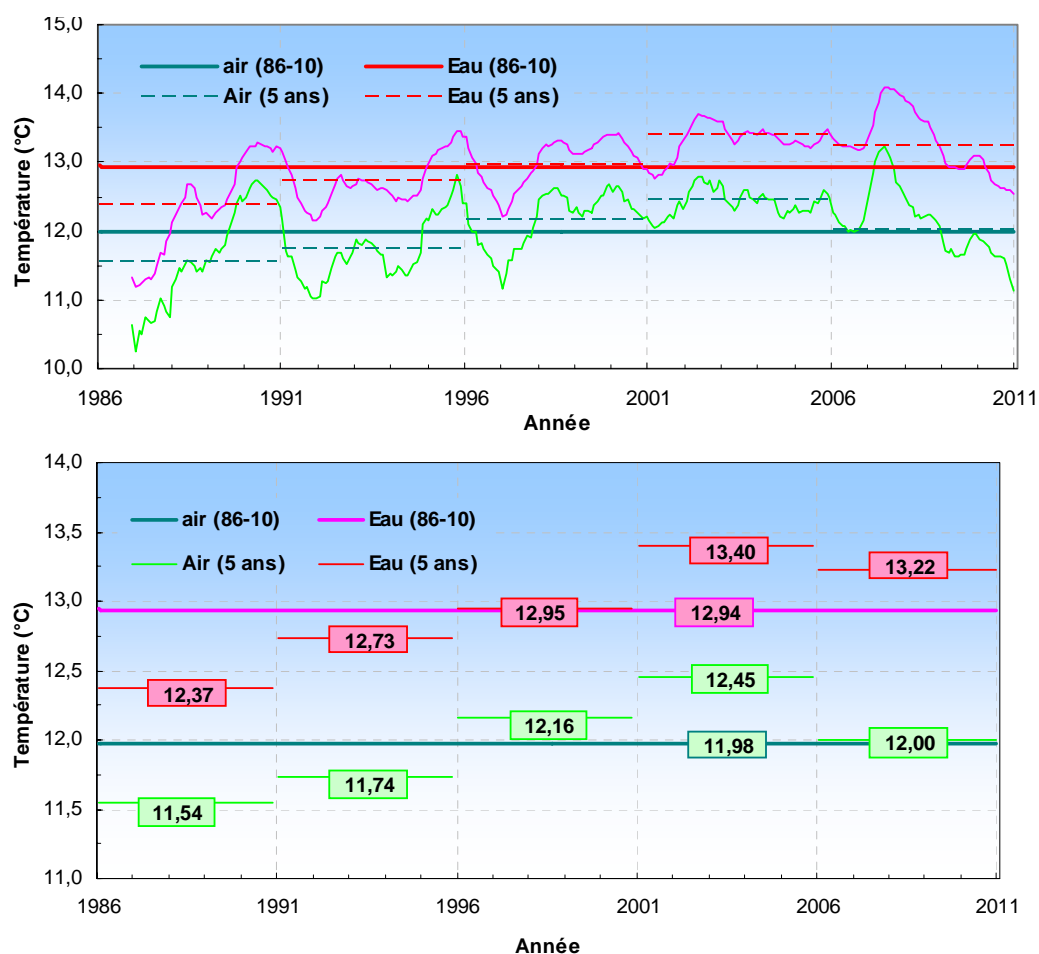


Figure 2.2.3 : Comparaison des « anomalies » mensuelles des températures de l'air (Cap de La Hague) et de l'eau de mer (Flamanville) au cours des 25 dernières années (1986-2010)

Une corrélation significative existe entre ces deux paramètres (figure 2.2.4). Elle montre un échauffement plus lent de l'eau de mer de janvier à juillet (points situés sous la courbe de tendance). Il en est de même pour le refroidissement d'août à décembre (points situés au-dessus de la courbe).

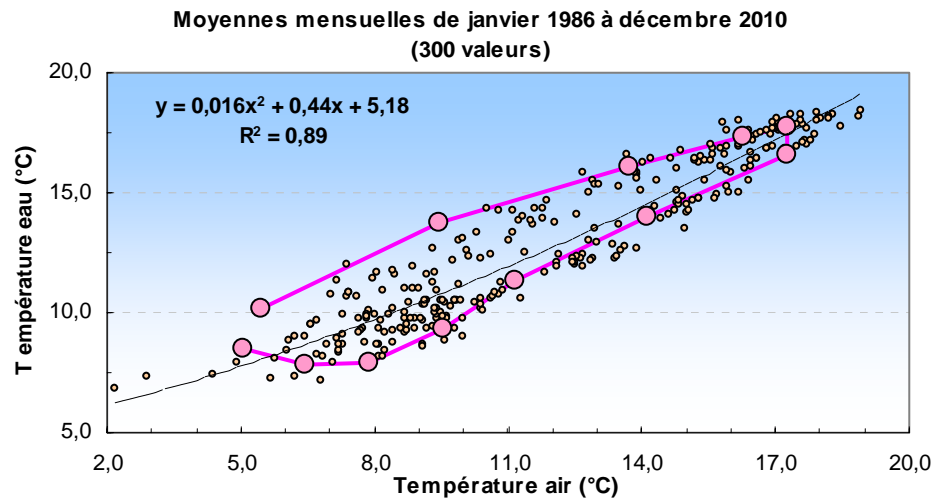


Figure 2.2.4 : Variation de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer (données EDF) en fonction de celle de l'air (données Météo-France). Les données 2010 sont indiquées en rose.

La température de l'eau de mer est un paramètre moins suivi que la température de l'air. Ainsi, les données disponibles lors de l'élaboration du projet industriel d'EDF dans les années 70 étaient relativement anciennes, car acquises entre 1903 et 1927 et publiées en 1935 par J. R. Lumby, du ministère de l'agriculture et des pêches de Londres.

Afin de compléter et actualiser ces quelques données bibliographiques anciennes, la direction de l'équipement d'EDF, en collaboration avec le laboratoire national d'hydraulique, ont installé des thermographes Fertex et Aanderaa à une profondeur de 12 mètres au point de latitude nord 49° 32' 29'' et de longitude ouest 001° 53' 49''. De nouvelles données de température de l'eau de mer ont ainsi pu être enregistrées, d'une manière discontinue, de septembre 1976 à mai 1980.

Les moyennes annuelles ainsi obtenues sont comparées à celles enregistrées depuis 1986 (figures 2.2.5 et 2.2.6).

La comparaison directe des moyennes interannuelles observées, d'une part au début du XX^{ème} siècle, d'autre part en fin de fin de XX^{ème} - début du XXI^{ème}, doit cependant rester prudente du fait (i) du positionnement sensiblement différent des points de mesures (le plus récent étant très côtier et moins profond que le « Lumby »), et (ii) du suivi météorologique des instruments de mesures.

Ces précautions étant prises, un échauffement de la température interannuelle moyenne d'un degré Celsius est ainsi observé entre ces deux périodes d'une vingtaine d'années chacune.

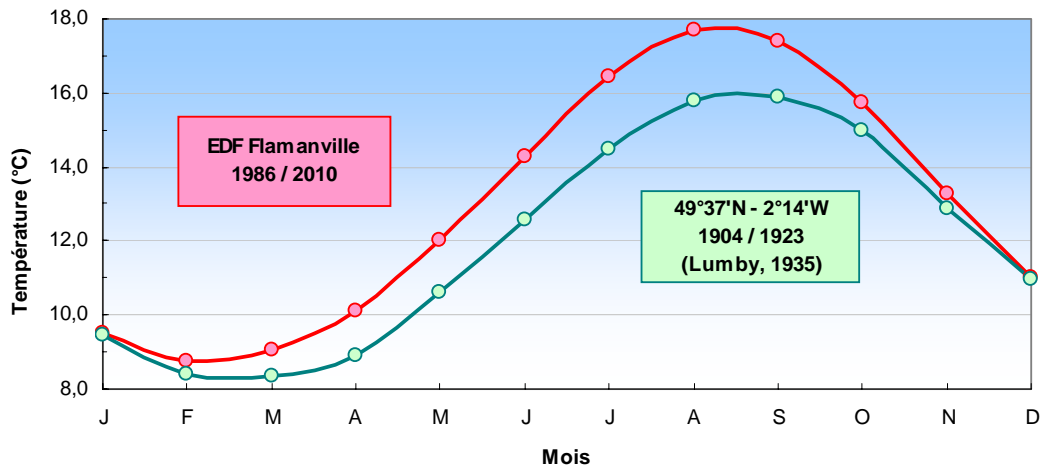


Figure 2.2.5 : Comparaison des températures mensuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2010

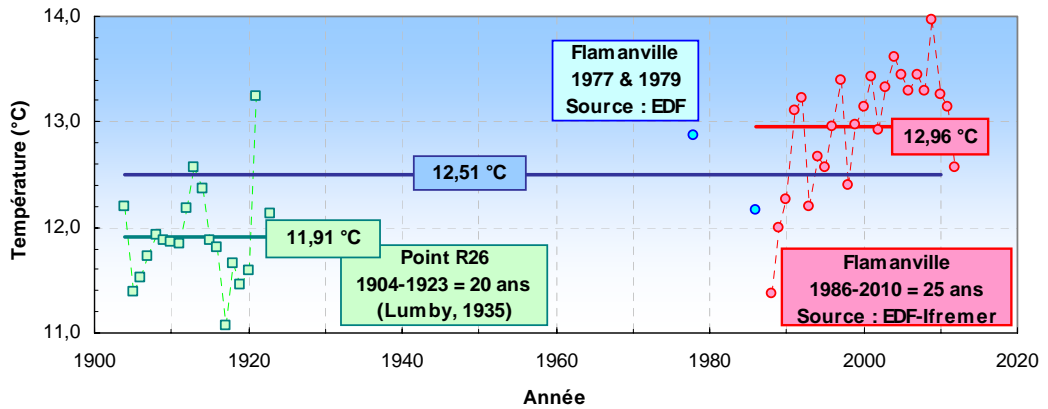


Figure 2.2.6 : Comparaison des températures annuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2010

Source = acquisition mesures EDF - CNPE de Flamanville ; traitement Ifremer Drévès (2009)

FLA	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Nb mois	Nb Valeurs	Moy. 12 M	Moy. 365 J
1986	31, 9,11	28, 6,80	31, 7,16	30, 8,31	31, 10,61	30, 12,63	31, 14,91	31, 16,28	30, 15,74	31, 15,12	30, 10,78	31, 8,63	12	365	11,34	11,37
1987	31, 7,34	28, 7,21	31, 7,34	30, 9,02	31, 10,95	30, 12,22	31, 15,83	31, 17,65	30, 18,01	31, 14,96	30, 13,00	31, 10,05	12	365	11,97	11,99
1988	31, 9,34	29, 8,41	31, 8,65	30, 9,76	31, 12,08	30, 14,28	31, 16,05	31, 16,91	30, 16,35	31, 13,69	30, 11,28	31, 10,24	12	366	12,25	12,27
1989	31, 8,74	28, 8,17	31, 9,59	30, 10,38	31, 12,44	30, 14,61	31, 16,95	31, 18,23	30, 17,95	31, 16,44	30, 12,41	31, 11,01	12	365	13,08	13,11
1990	31, 9,76	28, 8,86	31, 9,74	30, 10,51	31, 12,98	30, 14,43	31, 16,38	31, 18,19	30, 17,59	31, 15,98	30, 13,36	31, 10,65	12	365	13,20	13,23
1991	31, 9,04	28, 7,44	31, 8,57	30, 9,31	31, 10,57	30, 12,90	31, 15,29	31, 16,80	30, 17,33	31, 15,47	30, 12,55	31, 10,65	12	365	12,16	12,19
1992	31, 9,49	29, 8,64	31, 9,15	30, 9,94	31, 12,21	30, 14,54	31, 16,45	31, 17,41	30, 16,33	31, 14,35	30, 12,48	31, 10,91	12	366	12,66	12,67
1993	31, 9,78	28, 9,52	31, 8,74	30, 10,19	31, 11,93	30, 14,09	31, 15,89	31, 16,98	30, 16,77	31, 14,37	30, 12,04	31, 10,36	12	365	12,56	12,57
1994	31, 9,25	28, 8,65	31, 9,47	30, 9,81	31, 11,68	30, 13,89	31, 16,44	31, 17,59	30, 16,53	31, 15,35	30, 14,12	31, 12,35	12	365	12,93	12,96
1995	31, 9,94	28, 10,02	31, 9,67	30, 10,53	31, 12,21	30, 14,22	31, 16,42	31, 18,15	30, 17,46	31, 16,36	30, 14,21	31, 11,30	12	365	13,37	13,39
1996	31, 9,77	29, 8,12	31, 8,19	30, 9,36	31, 10,66	30, 13,54	31, 15,48	31, 17,22	30, 16,85	31, 15,51	30, 13,11	31, 10,75	12	366	12,38	12,39
1997	31, 7,88	28, 8,16	31, 9,39	30, 10,54	31, 12,24	30, 14,19	31, 16,08	31, 17,74	30, 17,58	31, 16,41	30, 13,65	31, 11,55	12	365	12,95	12,98
1998	31, 9,93	28, 9,28	31, 9,77	30, 10,50	31, 12,35	30, 14,72	31, 16,31	31, 17,69	30, 17,38	31, 15,83	30, 12,71	31, 10,99	12	365	13,12	13,15
1999	31, 10,01	28, 9,31	31, 9,67	30, 10,84	31, 12,72	30, 14,85	31, 17,00	31, 18,10	30, 18,24	31, 15,86	30, 13,33	31, 10,99	12	365	13,41	13,43
2000	31, 9,76	29, 9,53	31, 9,77	30, 9,97	31, 11,95	30, 14,23	31, 16,01	31, 17,64	30, 17,66	31, 15,22	30, 12,21	31, 10,90	12	366	12,90	12,92
2001	31, 8,92	28, 9,24	31, 9,33	30, 10,49	31, 11,99	30, 14,77	31, 16,81	31, 18,12	30, 17,58	31, 16,55	30, 14,24	31, 11,67	12	365	13,31	13,33
2002	31, 9,88	28, 10,16	31, 10,41	30, 11,24	31, 12,85	30, 14,68	31, 16,68	31, 17,80	30, 17,63	31, 16,25	30, 13,91	31, 11,64	12	365	13,59	13,61
2003	31, 9,88	28, 8,70	31, 9,36	30, 10,35	31, 12,37	30, 15,04	31, 17,39	31, 18,44	30, 18,11	31, 15,85	30, 13,80	31, 11,61	12	365	13,41	13,44
2004	31, 10,13	29, 9,20	31, 8,71	30, 10,41	31, 12,24	30, 14,97	31, 16,58	31, 18,04	30, 17,69	31, 15,59	30, 13,81	31, 11,95	12	366	13,28	13,29
2005	31, 10,54	28, 9,02	31, 8,38	30, 10,11	31, 12,06	30, 14,71	31, 17,08	31, 18,37	30, 18,28	31, 16,83	30, 14,34	31, 11,39	12	365	13,43	13,45
2006	31, 9,69	28, 8,43	31, 7,92	30, 9,80	31, 12,11	30, 14,48	31, 17,15	31, 18,00	30, 17,97	31, 16,91	30, 14,64	31, 12,13	12	365	13,27	13,30
2007	31, 11,13	28, 10,20	31, 10,35	30, 11,46	31, 13,54	30, 15,46	31, 17,17	31, 17,91	30, 17,88	31, 16,58	30, 14,01	31, 11,72	12	365	13,95	13,97
2008	31, 10,47	29, 9,80	31, 9,75	30, 10,50	31, 12,57	30, 15,06	31, 16,84	31, 17,79	30, 17,02	31, 15,30	30, 12,98	31, 10,80	12	366	13,24	13,25
2009	31, 8,82	28, 8,25	31, 9,17	30, 10,62	31, 12,45	30, 14,68	31, 16,94	31, 17,87	30, 17,46	31, 16,40	30, 13,78	31, 10,84	12	365	13,11	13,14
2010	31, 8,51	28, 7,84	31, 7,88	30, 9,34	31, 11,30	30, 13,96	31, 16,56	31, 17,71	30, 17,37	31, 16,09	30, 13,79	31, 10,16	12	365	12,54	12,57
Nb années	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25			Moy.	Moy.
Nb Valeurs	775	706	775	750	775	750	775	775	750	775	750	775			12,94	12,96
Moy. M	9,49	8,76	9,05	10,13	12,04	14,29	16,43	17,71	17,39	15,73	13,22	11,01				
Moy. J	9,14	8,45	8,73	9,76	11,59	13,73	15,77	17,00	16,70	15,09	12,67	10,60				

Tableau 2.2.2 : Bilan détaillé des mesures de température de l'eau de mer réalisée entre janvier 1986 et décembre 2010 par EDF dans le canal d'amenée de la Centrale de Flamanville. Pour chaque mois, sont mentionnés le nombre de mesures effectuées et la moyenne de ces mesures, les valeurs extrêmes étant repérées en trame bleue (moyenne minimale) ou rouge (moyenne maximale). Pour chaque bilan annuel, sont mentionnées la température moyenne obtenue à partir des 12 valeurs mensuelles et celle obtenue à partir de l'ensemble des mesures réalisées pendant l'année.

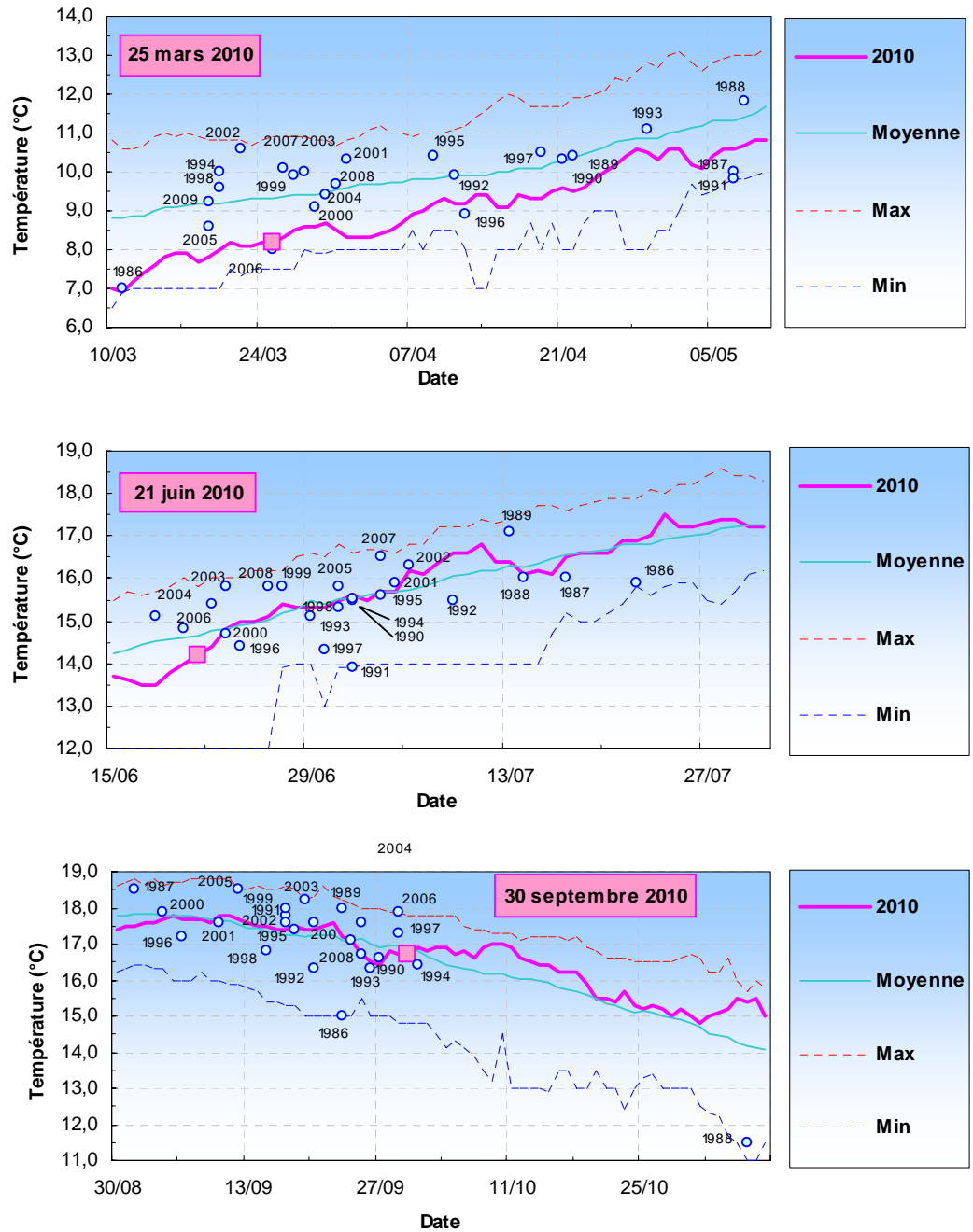


Figure 2.2.7 : Température de l'eau de mer en surface au canal d'aménée de Flamanville, entre 1986 et 2010. Pour chaque année, positionnement calendaire des 3 campagnes pélagiques. La température de l'eau de mer du jour de prélèvement est comparée à la moyenne, au maximum et au minimum observés au cours des 25 dernières années.

3. Le domaine pélagique

Etude et rapport réalisés par

Philippe Monbet (PM Consulting) Hydrologie et Microbiologie

à l'Ifremer par

Elvire Antajan (LER / BL) Zooplancton

Liliane Fiant (LER / N) Phytoplancton

Avec la collaboration pour les prélèvements et les analyses de

Sylvaine Françoise (LER / N)

Vincent Justome (LER / N)

Aurore Lejolivet (LER / N)

Frank Maheux (LER / N)

Françoise Marco-Miralles (LER / PAC)

Nadine Neaud Masson (LER / AR)

Xavier Philippon (DYNECO / pelagos)

Olivier Pierre-Duplessix (LER / N)

Emilie Rabiller (LER / N)

Benjamin Simon (LER / N)

Françoise Vérin (LER / BL)

Traitement des images satellites par

Francis Gohin (DYNECO / pelagos)

Analyses complémentaires réalisées par

Laboratoire départemental et régional de Biologie et d'Hygiène Franck Duncombe de Caen (Microbiologie, Trihalométhanes)

Laboratoire municipal et régional d'analyses de Rouen (Bore)

3.1. Méthodologie

Conformément à la stratégie mise en place pour la surveillance du site de Flamanville, les points échantillonnés sont :

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

Le matériel et les méthodes d'analyses utilisés en 2010 sont les mêmes que les années précédentes, en application de l'arrêté interministériel du 11 mai 2000.

Le calendrier des missions, les paramètres étudiés et le nombre d'échantillons prélevés en chaque point sont précisés dans le tableau 3.2. Les campagnes de 2010 se sont déroulées les 25 mars, 21 juin et 30 septembre, en période de mortes eaux à bord du *N/O DELPHY* (hydrologie, phytoplancton et zooplancton) et au moyen du Zodiac de la SNSM de Diélette (bactériologie et trihalométhanes).

3.2. Hydrologie

3.2.1. Méthode

3.2.1.1. Prélèvements

Aux points *canal* et *rejet*, un prélèvement est effectué en surface. Au point *référence*, les échantillons sont prélevés en surface et à mi-profondeur.

3.2.1.2. Paramètres mesurés et précisions

Les paramètres hydrologiques mesurés sont la température, la salinité, les sels nutritifs (ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate). Les techniques appliquées à l'échantillonnage et à la mesure de ces différents paramètres sont présentées dans *Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses* (Aminot et Kérouel, 2004). La précision sur la mesure des différents paramètres est indiquée dans le tableau 3.2.1 ci-dessous.

	Temp. (°C)	Salinité	NO_3^- (μM)	NO_2^- (μM)	NH_4^+ (μM)	PO_4^{3-} (μM)	$Si(OH)_4^-$ (μM)	MES (mg/L)
<i>PRECISION</i>	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,1$	$\pm 0,01$	$\pm 0,005$	$\pm 0,01$	$\pm 0,05$	$\pm 0,1$

Tableau 3.2.1 : Précision des analyses

La température et la salinité sont mesurées par une sonde YSI 600 QS. Les analyses de bore sont effectuées au Laboratoire municipal et régional de Rouen, en dosage direct par ICP-AES optique (longueur d'onde de 249,773 nm). Les analyses de trihalométhanes dans l'eau de mer sont, quant à elles, réalisées au Laboratoire départemental et régional de Biologie et d'Hygiène Franck Duncombe de Caen, selon la méthode NF T 90-125.

3.2.1.3. *Présentation graphique*

Les résultats des campagnes hydrologiques sont présentés sous forme de courbes, d'histogrammes et de boîtes à moustaches. Les courbes présentent les valeurs obtenues lors de l'année 2010, avec leur variabilité spatiale et saisonnière. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1987. 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 2010 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont regroupés par campagne (printemps, été et automne).

3.2.1.4. *Traitement statistique*

Un traitement statistique a été réalisé pour les paramètres étudiés sur la période 1987-2010. Cette étude permet de comparer les données observées aux points *référence*, *rejet* et *canal* afin d'établir s'il existe ou non des différences significatives à long terme. Avant de choisir et d'effectuer des tests statistiques appropriés, il est essentiel de vérifier la normalité des distributions des données. Cette normalité de distribution est vérifiée à l'aide des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement standardisés. Lorsque la distribution est normale, le test de Student est utilisé pour les échantillons appariés afin de comparer les données. Dans le cas contraire (distribution non normale), le test de Wilcoxon est utilisé.

Les tests permettent de déterminer la 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 %.

3.2.2. Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2010

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2010 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.2.2.

	CANAL D'AMENEE	REJET	REFERENCE		
			SURFACE	-10 m	
25 MARS	Température (°C)	8,37	10,71	8,06	8,03
	Salinité	34,67	34,66	34,89	34,92
	Nitrate (µM)	11,80	11,00	10,00	10,10
	Nitrite (µM)	0,15	0,14	0,13	0,13
	Ammonium (µM)	1,19	0,16	0,14	0,11
	Phosphate (µM)	0,55	0,53	0,50	0,52
	Silicate (µM)	1,97	1,61	2,25	2,14
	MES (mg/L)	7,10	4,17	2,43	2,42
	Bore (mg/L)	4,50	4,50	4,50	4,50
	Bromoforme (µg/L)	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
21 JUIN	Température (°C)	14,26	16,83	13,70	13,50
	Salinité	34,67	34,75	34,64	34,61
	Nitrate (µM)	0,23	0,27	1,23	1,10
	Nitrite (µM)	0,02	0,01	0,08	0,08
	Ammonium (µM)	0,11	0,06	0,09	0,24
	Phosphate (µM)	0,15	0,12	0,13	0,13
	Silicate (µM)	1,67	1,55	1,58	1,81
	MES (mg/L)	1,15	1,34	0,85	5,09
	Bore (mg/L)	4,50	4,50	4,40	4,60
	Bromoforme (µg/L)	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
30 SEPTEMBRE	Température (°C)	16,70	19,34	16,5	16,50
	Salinité	34,5	35,00	35,1	35,00
	Nitrate (µM)	4,78	4,73	4,22	4,23
	Nitrite (µM)	0,68	0,72	0,81	0,81
	Ammonium (µM)	0,85	1,85	2,04	0,55
	Phosphate (µM)	0,38	0,39	0,39	0,36
	Silicate (µM)	4,16	4,08	3,92	3,78
	MES (mg/L)	87,60	9,12	7,36	8,53
	Bore (mg/L)	4,60	4,60	4,60	4,60
	Bromoforme (µg/L)	< 1,0	1,6	< 1,0	< 1,0

Tableau 3.2.2 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2010

3.2.2.1. Température de l'eau de mer

3.2.2.1.1 Variations saisonnières de la température

Au cours des campagnes de surveillance 2010, la température de l'eau de mer a varié de 8,37 à 16,70 °C au point *canal*, de 10,71 à 16,70 °C au point *rejet* et de 8,06 à 16,50 C au point *référence* en surface (figure 3.2.1). Comme l'an passé, les températures au point *référence* sont systématiquement inférieures à celles du point *canal* au cours des trois campagnes. Les écarts de température mesurés aux différentes profondeurs à la station *référence* sont faibles confirmant le caractère brassé de la colonne d'eau dans cette zone.

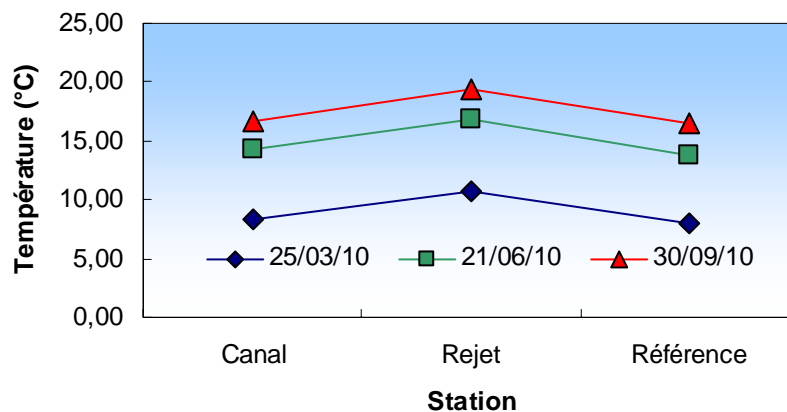


Figure 3.2.1 : Température de l'eau de mer en surface lors des trois campagnes de 2010

L'amplitude thermique entre le printemps et l'automne a été en moyenne de 8,4 °C sur les points *canal* et *référence*. Cet écart est sensiblement plus élevé que celui de l'an passé (8,2 C), mais il reste plus faible que celui 2005 et 2006 (environ 10 °C).

La figure 3.2.2 caractérise le renouvellement des masses d'eau en Manche au travers du 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 de courant au cours d'un cycle de marée. Les faibles valeurs du paramètre de stratification ($< 2,0$) indiquent que la colonne d'eau est bien brassée, tandis que les fortes valeurs ($> 3,0$) définissent les zones susceptibles d'observer des stratifications de la colonne d'eau en été. Ainsi, la figure 3.2 montre que la centrale est située dans une zone où le taux de mélange est suffisant pour éviter les phénomènes de stratification, ce qui réduit alors le réchauffement estival en surface et explique la gamme réduite de variation de température.

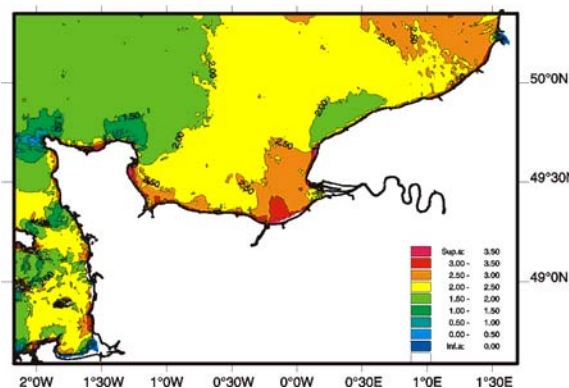


Figure 3.2.2 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche réalisée à l'aide d'un modèle hydrodynamique 2D (IFREMER DEL/AO-LERN)

3.2.2.1.2 Variations inter-annuelles

La figure 3.2.3 retrace depuis 1987, l'évolution des températures enregistrées au cours des trois campagnes annuelles sur chacun des points de suivi. Elle permet d'apprécier la situation de deux années consécutives. Par exemple en 2010 les températures ont été généralement inférieures à celles de 2009 toute l'année. Seule la station *canal* en automne est caractérisée par une température plus élevée.

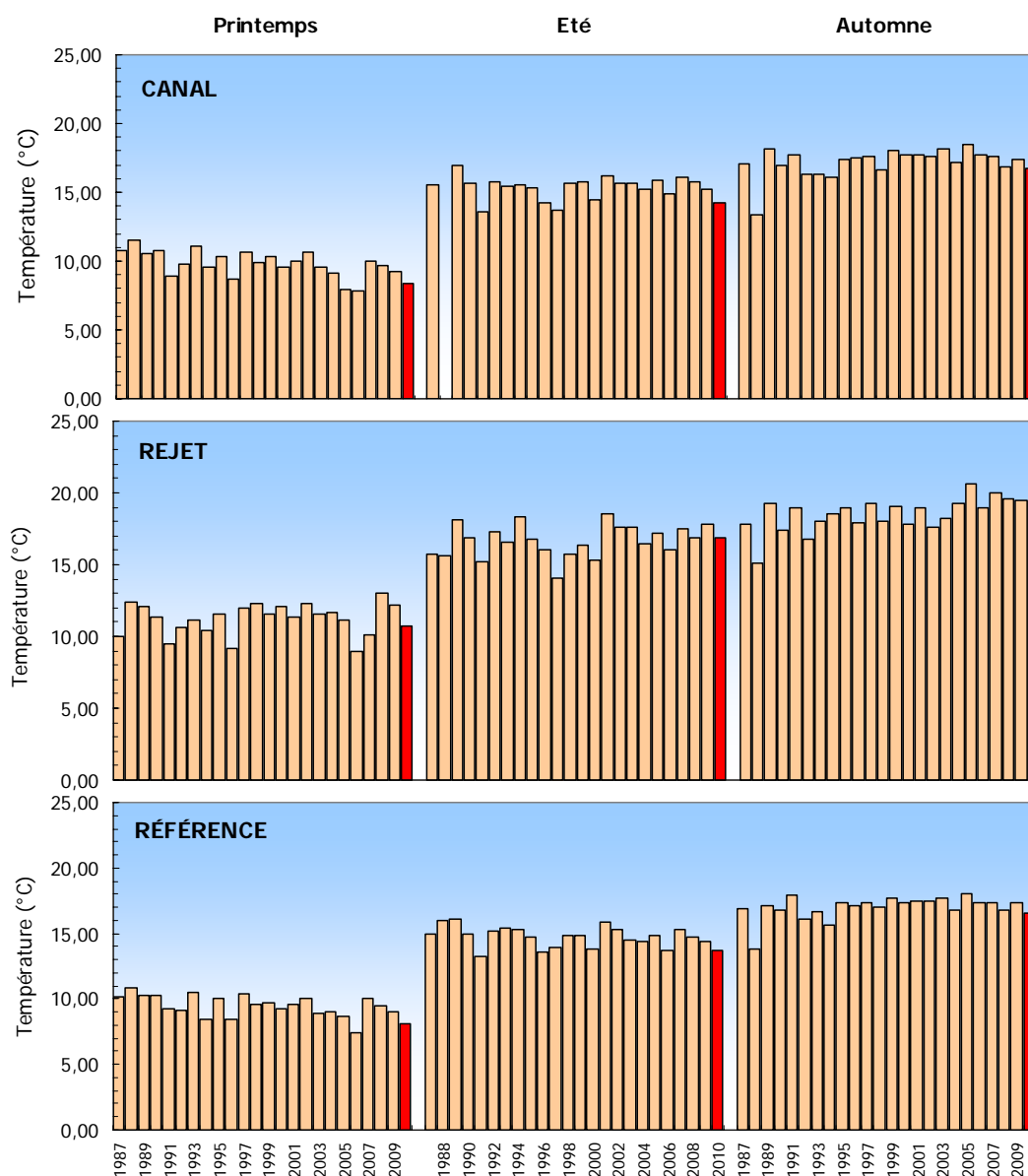


Figure 3.2.3 : Température de l'eau en surface sur la période 1987-2010 (2010 est en rouge)

La comparaison des distributions de températures observées depuis plus de 20 ans, par saison et par point est présentée sur la figure 3.2.4. En 2010, les températures observées sur les différents points de suivi sont généralement inférieures aux médianes pluriannuelles. Ces médianes sont caractérisées par des valeurs systématiquement plus élevées au point *rejet* par rapport aux points *référence* et *canal*. La valeur médiane au point *canal* (côtier) est aussi supérieure à celle du point *référence* (large). Les températures observées en 2010 suivent ces tendances.

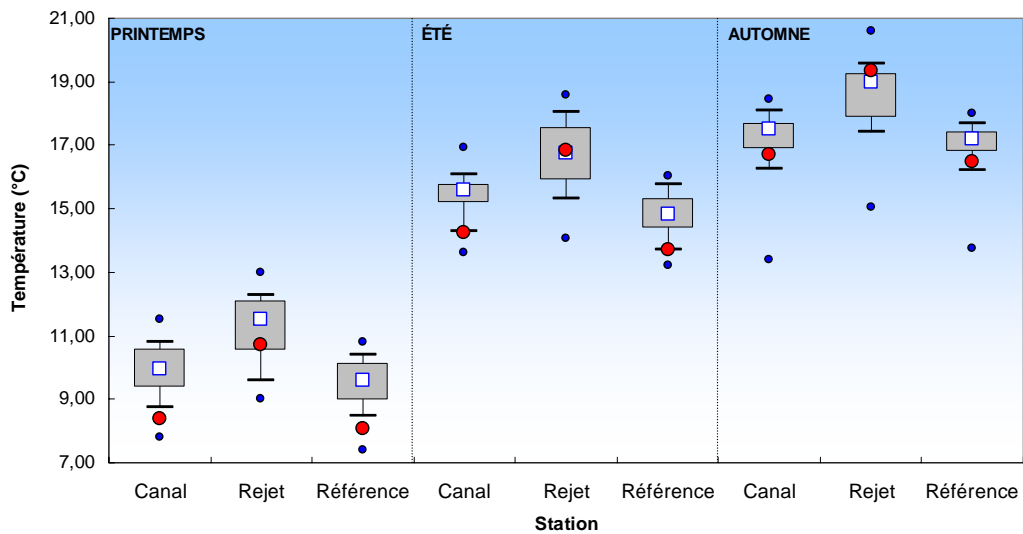


Figure 3.2.4 : Comparaison des distributions de la température par campagne et par point sur la période 1987-2009. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (\bullet)

Comme le montrent les figures 2.10 et 2.11 (cf. chapitre 2), une corrélation linéaire significative existe entre la température de l'air et celle de l'eau de mer. Les mesures réalisées en 2010 sont en accord avec cette observation.

3.2.2.1.3 Température au rejet et taux de dilution

Les différences de température enregistrées en 2010, entre les points *rejet* et *référence*, ont été respectivement de 2,65, 3,13 et 2,84°C en mars, juin et septembre. Entre les points *rejet* et *canal*, ces écarts ont été respectivement de 2,34, 2,57 et 2,64 C. La distribution de ces écarts de température mesurés depuis 1987, est présentée sur la figure 3.2.5. En 2010, les écarts observés sont généralement élevés, car tous nettement au dessus des médianes pluriannuelles. En particulier en automne, l'écart thermique entre les stations *rejet/référence* et *rejet/canal* est proche du maximum pour la série de valeurs 1987-2009.

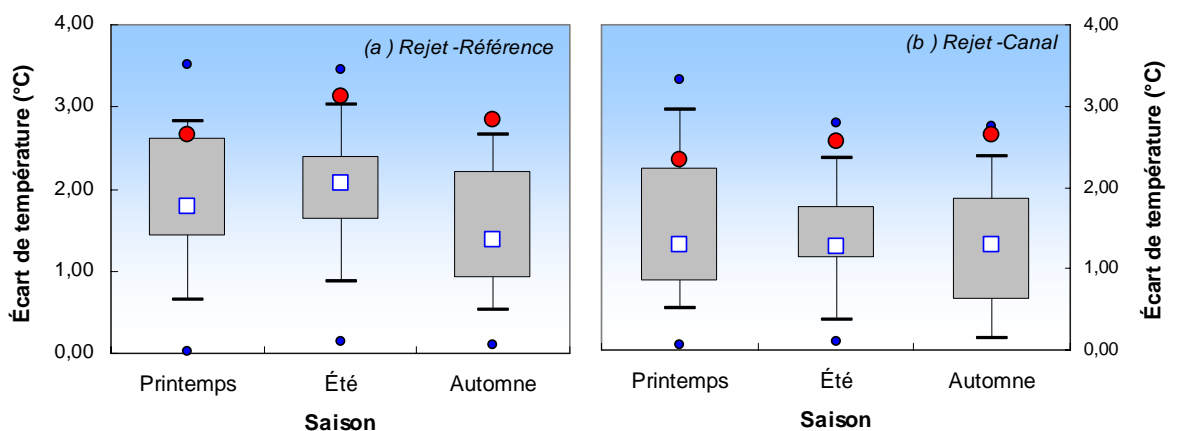


Figure 3.2.5 : Distribution par campagne des différences de température entre les points *rejet* et *référence* ainsi que *rejet* et *canal* sur la période 1987-2009. Le point central représente la médiane (\square), la boîte englobe 50% des valeurs (\square), les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (\bullet)

La température mesurée au point *rejet* dépend en grande partie de la proportion de mélange des eaux issues du rejet avec les eaux côtières. Cette proportion peut être estimée d'après la formule suivante :

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

π représente la proportion d'eau échauffée potentielle. $t^{\circ} \text{Rejet}$, $t^{\circ} \text{Canal}$ et $t^{\circ} \text{SC}$ représentent respectivement les températures au point *rejet* (en surface, à la verticale des bouches de rejet en mer), au point *canal* (également en surface) et à la sortie du condenseur (mesures EDF). Le dénominateur de l'équation (1) correspond à l'échauffement maximal des eaux pompées. Par arrêté, cet échauffement ne doit pas excéder 15 °C (Malherbe et Manoha, 1977). Les proportions d'eau échauffée et les taux de dilution théoriques qui en découlent sont présentés dans le tableau 3.2.3.

Date 2008	t° Canal		t° Sortie Condenseur		t° Rejet	t° Rejet - t° Canal	t° SC - t° Canal	π	% Taux Dilution
	Ifremer	EDF	T1	T2					
25 Mars	8,37	8,2	8,2	20,3	10,71	2,34	11,93	0,196	80,4
21 Juin	14,26	14,2	26,5	14,2	16,83	2,57	12,24	0,210	79,0
30 Septembre	16,70	16,7	29,3	29,4	19,34	2,64	12,70	0,208	79,2

Tableau 3.2.3 : Echauffements de l'eau de mer et taux de dilution calculés à Flamanville en 2010 (la mesure de température Ifremer est réalisée au niveau du canal d'amenée ; la mesure EDF correspond à la température entrée condenseur le même jour)

Les taux de dilution pour l'année 2010 sont proches de 80 %. Ces taux sont élevés, mais restent sensiblement inférieurs à ceux observés depuis une vingtaine d'années (~90 %).

3.2.2.1.4 Approche statistique

Les résultats des tests statistiques réalisés sur les données de température enregistrées depuis 1987 sont présentés dans le tableau 3.2.4. L'étude statistique confirme que la température de l'eau de mer au point *rejet* est significativement différente (au seuil de probabilité 5 %) de celles enregistrées aux stations *canal* et *référence* entre 1987 et 2010. Ce résultat confirme statistiquement l'existence d'une perturbation thermique liée au fonctionnement de la centrale dans le milieu marin au niveau du *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,000	0,000	0,000
Référence / Rejet	0,000	0,000	0,000
Canal / Référence	0,001	0,000	0,003

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

Tableau 3.2.4 : « p-value » des tests statistiques sur les données de température enregistrées depuis 1987

En outre, ces résultats montrent que les températures au point *canal* sont significativement différentes de celles du point *référence*. En raison du caractère alternatif des courants de marée, de l'eau réchauffée est susceptible de dériver devant la centrale. Les travaux de Malherbe et Manoha (1977) ont en particulier montré que ce phénomène pouvait conduire à une élévation de la température d'environ 1 °C devant la centrale. Les vents de secteur nord peuvent aussi avoir une influence dans l'advection des masses d'eau réchauffées vers le canal d'amenée. En 2008, le fonctionnement d'une seule tranche de la centrale au moment des prélèvements a mis en évidence l'absence claire de différence significative de température entre les trois

points d'échantillonnage. Ceci suggère que la différence significative entre les points *canal* et *référence* constatée en 2010, résulte en partie, d'une dérive des eaux réchauffées du *rejet* vers le canal d'amenée. Les travaux de modélisation du panache thermique réalisés par Violeau et Dribault (1997) montrent une élévation potentielle de température sur le canal d'amenée par le panache du rejet, à la pleine mer aussi bien en morte-eau qu'en une vive-eau moyenne. Selon le flot ou le jusant, le panache thermique s'affine et s'allonge davantage vers le sud que vers le nord. Toutefois, quelle que soit la marée, les résultats issus de la modélisation montrent que l'impact thermique lié au rejet d'eau échauffée de la centrale reste géographiquement très localisé. Les résultats de modélisation sont en accord avec les mesures des campagnes de surveillance.

3.2.2.2. Salinité

3.2.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières de la salinité

Les salinités mesurées en 2010 (figure 3.2.6) sont comprises entre 34,50 et 34,67 au point *canal*, entre 34,66 et 35,00 au point *rejet* et entre 34,64 et 35,10 au point *référence* en surface. Elles présentent peu de variation au cours de l'année. Les variations spatiales sont aussi limitées. Le gradient côte-large croissant est relativement peu marqué. La plus faible et la plus forte salinité sont respectivement observées en automne au point *canal* et *référence*.

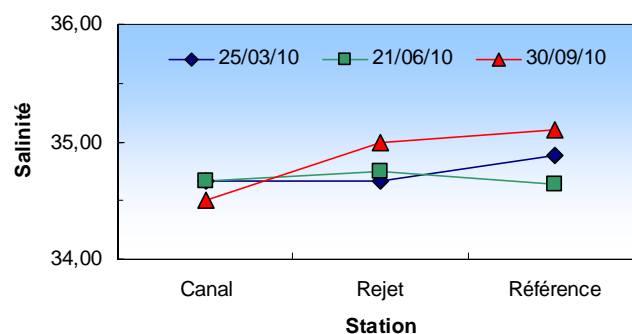


Figure 3.2.6 : Salinité de l'eau de surface lors les campagnes 2010

3.2.2.2.2 Variations inter-annuelles

La figure 3.2.7 présente l'ensemble des valeurs de salinité sur la période 1987-2010. Les salinités mesurées en 2010 sont supérieures à celle de 2009 au printemps à toutes les stations. En été, c'est l'inverse, elles sont inférieures. Finalement en automne, les points *rejet* et *référence* sont caractérisés par des salinités supérieures à l'an passé.

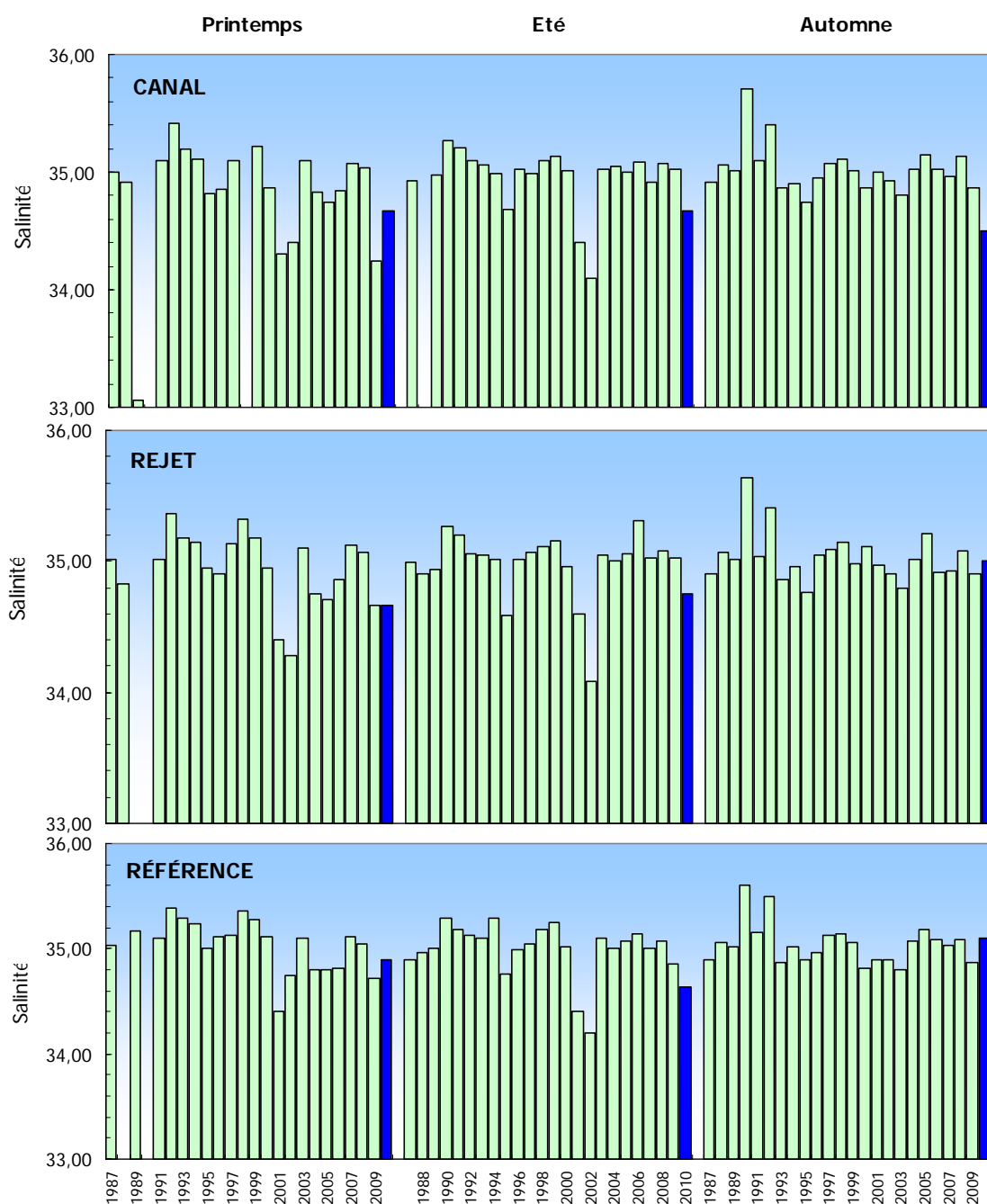


Figure 3.2.7 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2010 (2010 en bleu foncé)

La figure 3.2.8 présente la distribution des valeurs de salinité enregistrées entre 1987 et 2010. Les salinités mesurées au cours de campagnes de surveillance 2010 ont généralement été inférieures aux valeurs médianes calculées sur la période 1987-2009, excepté en automne, au point référence, où la salinité est restée très proches de la valeur médiane. Par ailleurs, au point *canal* en automne, la salinité est la plus faible observée depuis le début de la période de surveillance.

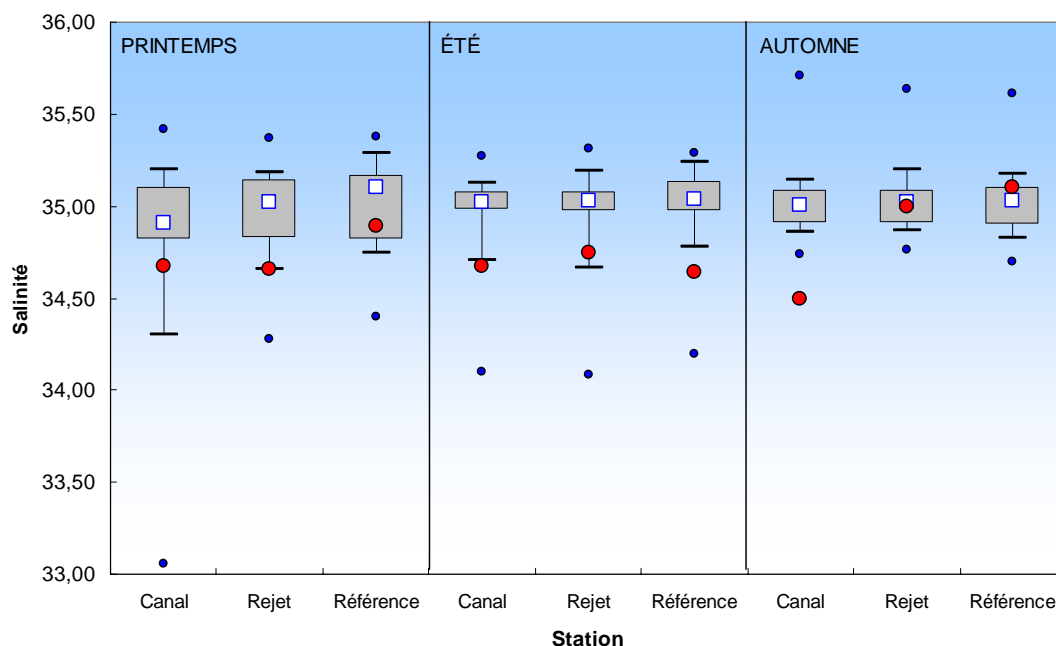


Figure 3.2.8 : Distributions de la salinité par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┘). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

Quelle que soit la période de l'année, la valeur des médianes pluriannuelles est proche de 35, confirmant le caractère *marin* dans cette zone fortement brassée de Manche Occidentale. Un léger gradient se distingue toutefois entre les trois points de surveillance. Les salinités médianes du point *rejet* se situent généralement entre celles des points *canal* et *référence*, indiquant un mélange des masses d'eau du large (*référence*) avec les masses d'eau côtières (*canal*) plus influencées par les apports d'eau douce des bassins versants. Au printemps, où les précipitations sont généralement les plus importantes, le gradient est ainsi plus marqué.

L'influence de la pluviométrie sur la salinité dans ce secteur reste toutefois relativement limitée tant sur le plan spatial que temporel. Ceci est en particulier lié à l'absence de rivière majeure dans ce secteur, mais aussi au caractère fortement brassé de la colonne d'eau. Les valeurs de salinité observées sont ainsi du même ordre de grandeur que celles habituellement relevées en Manche Occidentale (Armstrong *et al.*, 1972). Elles reflètent l'influence des eaux Atlantiques transitant vers la mer du Nord (Pingree et Maddock, 1977 ; Salomon *et al.*, 1993).

3.2.2.2.3 Approche statistique

Le tableau 3.2.5 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur les salinités observées depuis 1987 aux différents points de surveillance.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,627	0,105	0,603
Référence / Rejet	0,001	0,672	0,344
Canal / Référence	0,001	0,042	0,175

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

Tableau 3.2.5 : « *p-value* » des tests statistiques sur les données de salinité enregistrées depuis 1987

L'intégration des données de salinités mesurées en 2010 ne changent pas les résultats de l'étude statistique. Les tests indiquent qu'il n'existe pas de différence significative pour la salinité entre les points *canal-rejet* tout au long de l'année, *référence-rejet* en été et automne et enfin *canal-référence* en automne. Seules les salinités entre les points *rejet-référence* et *canal-référence* présentent des différences significatives au printemps et en été. Les points *canal* et *rejet*, proches de la côte, sont caractérisés par des salinités toujours légèrement inférieures à celles du point *référence* situé plus au large. Cela confirme la présence d'un gradient côte-large lié aux apports d'eau douce d'origine continentale, en général plus abondants au printemps.

Les effluents d'eau déminéralisée des circuits primaires, des circuits secondaires, ainsi que des circuits annexes pour le refroidissement des auxiliaires de l'îlot nucléaire constituent l'apport principal d'eau douce de la centrale vers le milieu marin. Ces rejets sont ponctuels et irréguliers et se produisent lors de vidanges ou d'opérations de maintenance. Ils ne doivent pas dépasser la limite de $1000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$. Ils sont opérés dans de court délai (2 heures) et à de faibles débits ($\sim 300 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) comparés aux rejets de l'eau de mer ($\sim 155\,000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). Pour information, en 2008 le volume annuel rejeté était de 14644 m^3 . Le volume d'eau de mer utilisé pour le circuit de refroidissement était lui de 1735575030 m^3 . Ainsi l'hypothèse d'un impact de la centrale pour expliquer les différences de salinités observées au printemps et en été est fort peu probable.

3.2.2.3. Ammonium

3.2.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières de l'ammonium

Au cours des campagnes 2010, les teneurs en ammonium ont varié de 0,11 à 1,19 μM au point *canal*, de 0,06 à 1,85 μM au point *rejet* et de 0,09 à 2,04 μM au point *référence* en surface (figure 3.2.9). Au printemps et en été, les concentrations sont très faibles aux points *rejet* et *référence*. Elles augmentent ensuite en automne et en particulier sur ces deux points. Les très faibles concentrations en ammonium et les valeurs de chlorophylle *a* relativement élevées suggèrent une utilisation du stock hivernal d'ammonium comme source d'azote lors du bloom printanier. Cette observation est en accord avec les travaux de L'Helguen *et al.* (1993) et Gentilhomme et Lizon (1998) en Manche occidentale et orientale, respectivement. Ceci reflète aussi la préférence du phytoplancton pour l'ammonium même en présence de concentration de nitrate relativement importante (Cochlan 1986 ; Rees *et al.* 1995). L'augmentation des concentrations en ammonium en automne reflète généralement l'augmentation de l'activité hétérotrophe et la régénération de l'ammonium dans la colonne d'eau. Par ailleurs, un gradient de concentration décroissant côte-large plus ou moins marqué est observé au printemps et en automne.

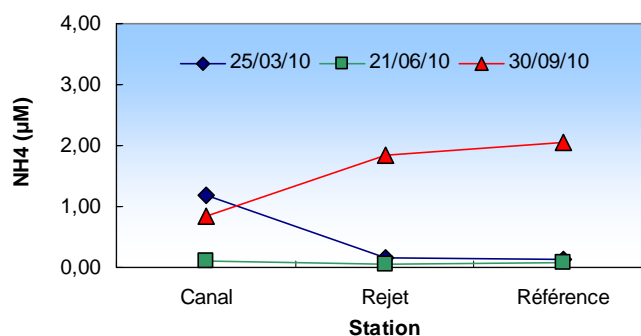


Figure 3.2.9 : Concentrations en ammonium (μM) dans les eaux de surface lors des campagnes 2010

3.2.2.3.2 Variations inter-annuelles

L'évolution des teneurs en ammonium enregistrées aux différents points depuis 1987 est présentée sur la figure 3.2.10.

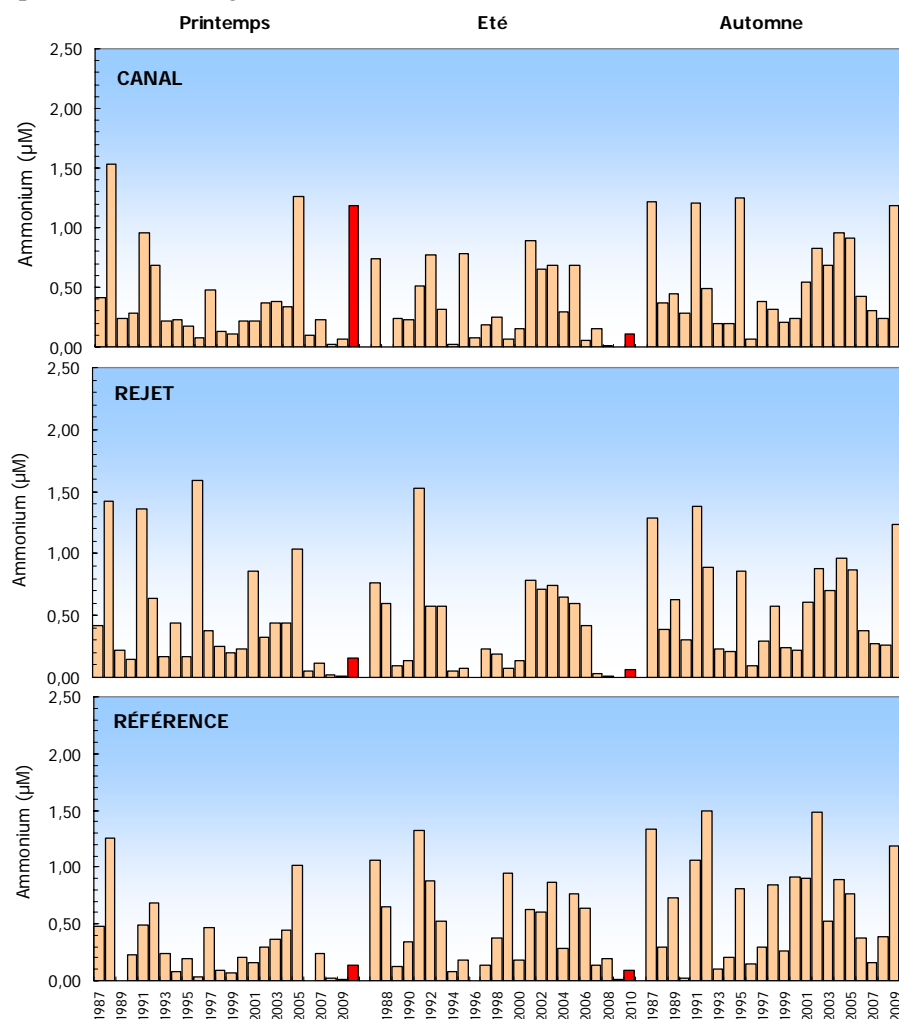


Figure 3.2.10 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1987 à 2010 (2010 en rouge)

Les valeurs observées en 2010 sont généralement supérieures à celles de 2009 sur l'ensemble des points toute l'année. Seul le point canal en automne est caractérisé par une concentration inférieure à celle de l'an passé. Au printemps et en été, les teneurs

en ammonium sont en général dans la gamme habituellement observées depuis 1987. A l'inverse en automne aux points *rejet* et *référence*, les concentrations en 2010 sont les plus fortes concentrations depuis 1987. Comme l'illustre la figure 3.10, les concentrations en ammonium depuis 1987 présente une très forte variabilité interannuelle sur l'ensemble des points. Les différences de concentrations en ammonium observées en 2010 comparées aux autres années s'inscrivent dans cette distribution très variable.

La figure 3.2.11 présente la distribution des teneurs en ammonium enregistrées entre 1987 et 2010. Les teneurs mesurées en 2010 sont supérieures aux médianes pluriannuelles au printemps au *canal* et en automne sur l'ensemble des points de surveillance. En particulier aux stations *rejet* et *référence*, les teneurs 2010 sont les plus fortes depuis le début de la surveillance. Le reste de l'année, les concentrations en ammonium sont inférieures aux médianes pluriannuelles. La forte dispersion des valeurs confirme l'importante variabilité de ce paramètre dans le milieu. Toutefois quelques caractéristiques se distinguent avec au printemps, une concentration médiane du point *rejet* sensiblement supérieure à celle des deux autres points et durant le reste de l'année la présence d'un gradient croissant côte-large. Seule la distribution des teneurs mesurées au cours de la campagne l'automne est caractérisé par ce gradient.

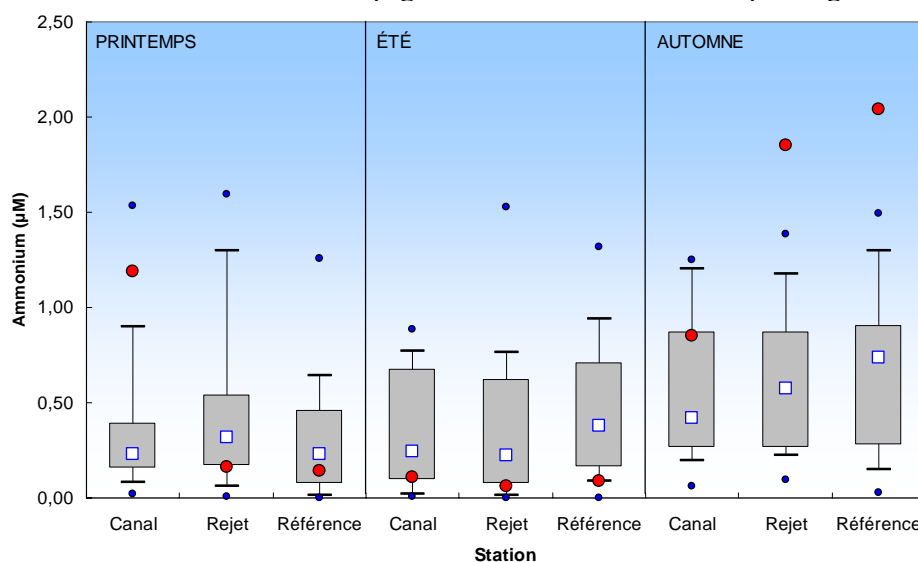


Figure 3.2.11 : Distributions des concentrations en ammonium par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

3.2.2.3.3 Approche statistique

Les résultats des tests relatifs à l'étude statistique des teneurs en ammonium depuis 1987 à Flamanville sont présentés dans le tableau 3.2.6.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,976	0,702	0,045
Référence / Rejet	0,062	0,064	0,231
Canal / Référence	0,005	0,110	0,096

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

Tableau 3.2.6 : « p-value » des tests statistiques sur l'ammonium

Cette année encore, les résultats confirment qu'il n'existe généralement pas de différence significative entre les trois points de surveillance pour ce sel nutritif, excepté au printemps entre les points *canal* et *référence*.

La centrale peut représenter une source potentielle d'ammonium via des rejets d'ammoniaque. Le conditionnement du circuit secondaire nécessite en effet l'utilisation de ce composé chimique. Les vidanges de ce circuit occasionnent donc des rejets d'environ une dizaine de tonnes par an (5,63 T en 2010, 8,23 T en 2009, 4,45 T en 2008 et 8 T en 2007, Rapports annuels de surveillance de l'environnement ; EDF). Les vidanges d'ammonium par la centrale dans les rejets peuvent parfois coïncider avec les campagnes de surveillance, comme ça a été le cas en juin 2004. Toutefois en raison du caractère très ponctuel de ces vidanges, ainsi que du fort taux de dilution dans les rejets, l'impact reste très limité. En 2010, tout comme la plupart des années précédentes d'ailleurs, le point *rejet* n'a présenté aucune concentration en ammonium anormalement supérieure ou significativement différente de celles des autres points de surveillance.

3.2.2.4. Nitrate et nitrite

3.2.2.4.1 Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite

La distribution des concentrations en nitrate et nitrite mesurées en 2010 est présentée sur la figure 3.2.12. Les teneurs en nitrate ont été comprises entre 0,23 et 11,8 μM au point *canal*, entre 0,27 et 11,0 μM au point *rejet* et entre 1,23 et 10,0 μM au point *référence* en surface. Les teneurs en nitrite ont variées de 0,02 à 0,68 μM au point *canal*, de 0,01 à 0,72 μM au point *rejet* et enfin de 0,08 à 0,81 μM au point *référence*.

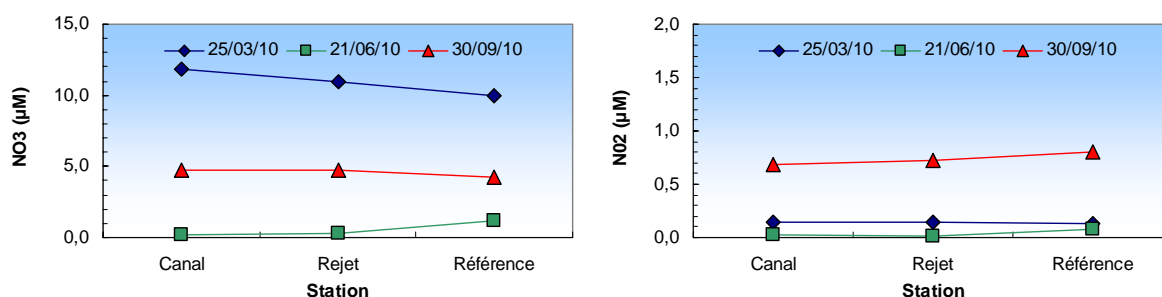


Figure 3.2.12 : Concentrations en nitrate (μM) et nitrite (μM) dans les eaux de surface en 2010

Les concentrations présentent peu de variations spatiales au cours des différentes saisons. Pour le nitrate, les teneurs sont relativement élevées au printemps, diminuent en été et augmentent à nouveau en automne. En été, les teneurs mesurées à Flamanville sont comparables à celles observées au large du plateau continental atlantique français à la fin de l'été par Lampert (2001) et par le Réseau Hydrologique du Littoral Normand (RHLN). Dans l'ensemble, elles suivent une évolution saisonnière classique. Durant l'hiver, les précipitations drainent les bassins versants et permettent de contribuer à la constitution du stock de nutriments dans le milieu. Au printemps lorsque les conditions de température et de luminosité sont suffisantes pour la photosynthèse, le phytoplancton se développe et consomme la quasi-totalité du stock de sels nutritifs, d'où les faibles teneurs observées en juin. Des changements au niveau des peuplements phytoplanctoniques, puis une dégradation de cette matière organique par les bactéries entraînent une régénération des sels et donc une augmentation des teneurs en nitrate et nitrite dans la colonne d'eau en automne (figures 3.2.12). L'échantillonnage ayant eu lieu durant la deuxième quinzaine de mars

et la période productive débutant potentiellement mi-mars, il est probable que le stock hivernal de sels azotés ait déjà été entamé, comme le suggèrent les concentrations en chlorophylle ainsi que les images satellite (§ 3.3.2.1.4). Ceci est aussi à rapprocher des faibles concentrations en ammonium et silicate mesurées à la même période.

3.2.2.4.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1987-2010 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.13 et 3.2.14.

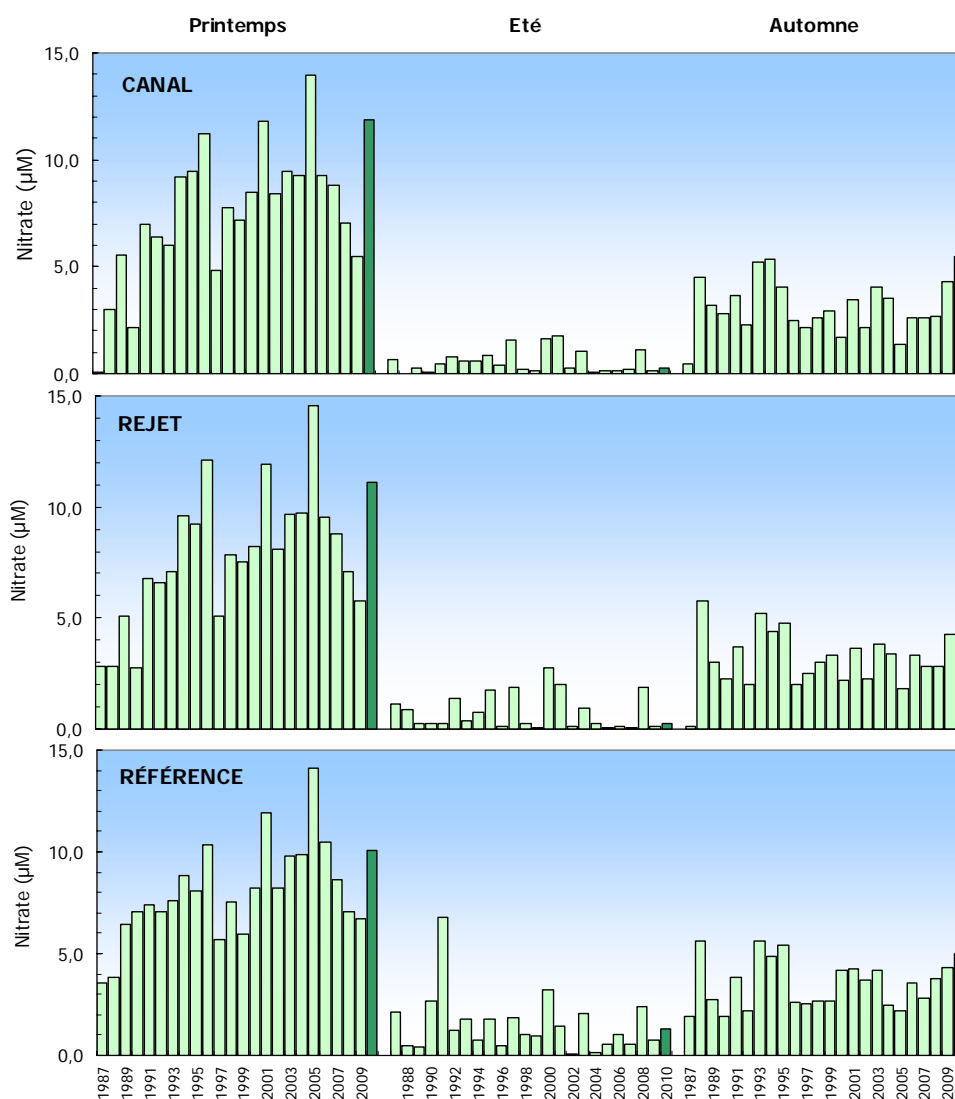


Figure 3.2.13 : Concentrations en nitrate dans l'eau de surface pour les campagnes de 1987 à 2010 (2010 en vert foncé)

Les concentrations en nitrate sont généralement supérieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance et toute l'année. Au printemps, les teneurs en nitrate mesurées en 2010 interrompent la tendance à la baisse observée depuis 2005. Les concentrations en nitrite suivent la même tendance que celles des nitrates. Les concentrations sont supérieures à celles de l'an passé toute l'année. Dans l'ensemble, les concentrations en nitrate et nitrite sont sensiblement supérieures aux gammes de concentrations couramment observées en Manche (~5-6 µM pour les nitrates et 0,01-0,6 µM pour les nitrites pour des salinités ~35 (Laane, 1992)).

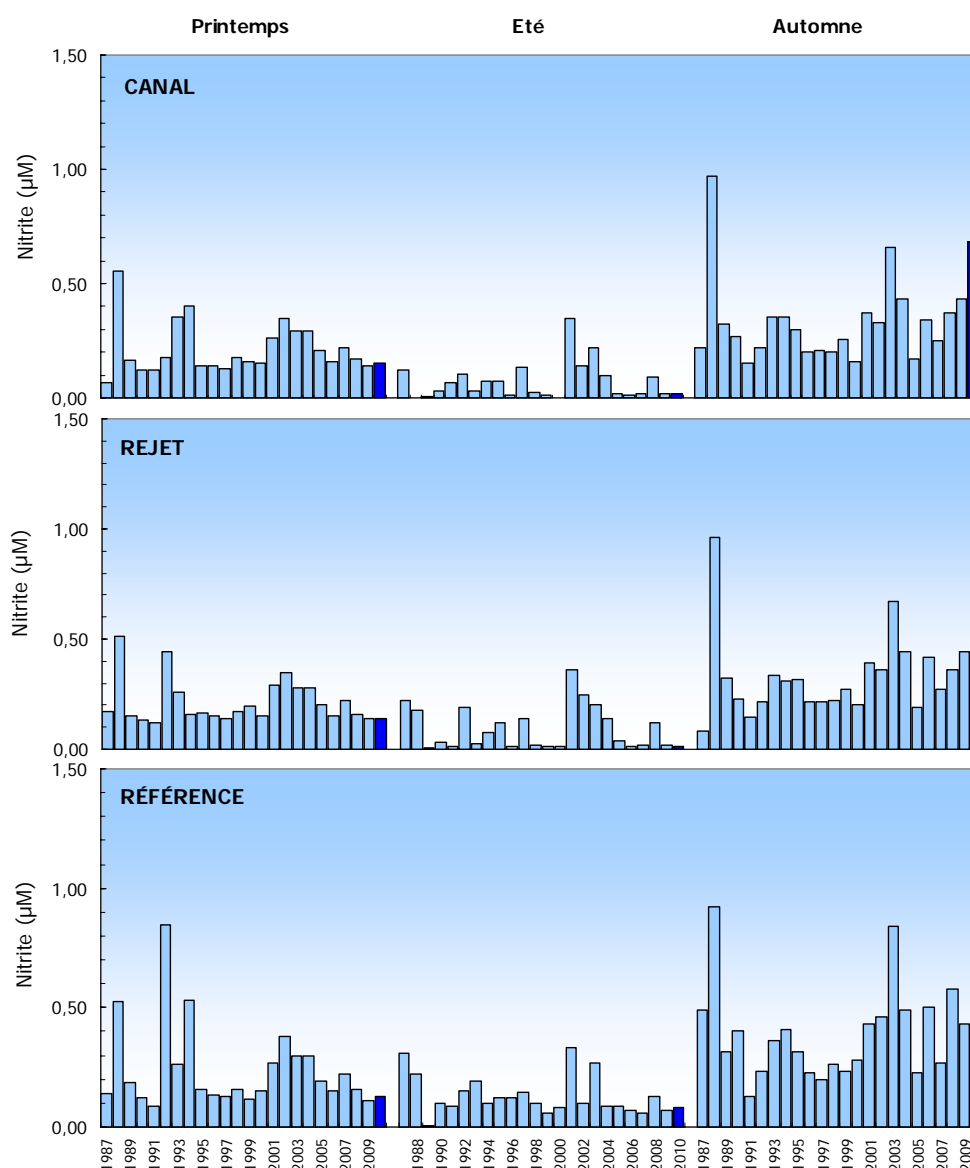


Figure 3.2.14 : Concentrations en nitrite dans l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2010 (2010 en bleu foncé)

La figure 3.2.15 présente la distribution des teneurs en nitrate et nitrite mesurées entre 1987 et 2010. Pour l'ensemble des points de surveillance, les teneurs en nitrate au printemps et en automne sont supérieures aux médianes pluriannuelles. En été, les concentrations 2010 sont très proches des médianes. Pour les nitrites, les teneurs en 2010 sur tous les points de surveillance sont aussi très proches des médianes au printemps et en été. En automne, les niveaux de nitrites sont supérieurs aux médianes. Dans l'ensemble, ces dernières illustrent clairement la présence du stock de nitrate en période hivernale, l'utilisation de l'azote durant la période estivale et le début des processus de régénération en automne. Par ailleurs au printemps, du fait du caractère plus ou moins précoce du développement phytoplanctonique et des dates d'échantillonnage, une importante variabilité est observée, soulignant l'utilisation (ou non) du stock hivernal de nitrate lors du bloom printanier.

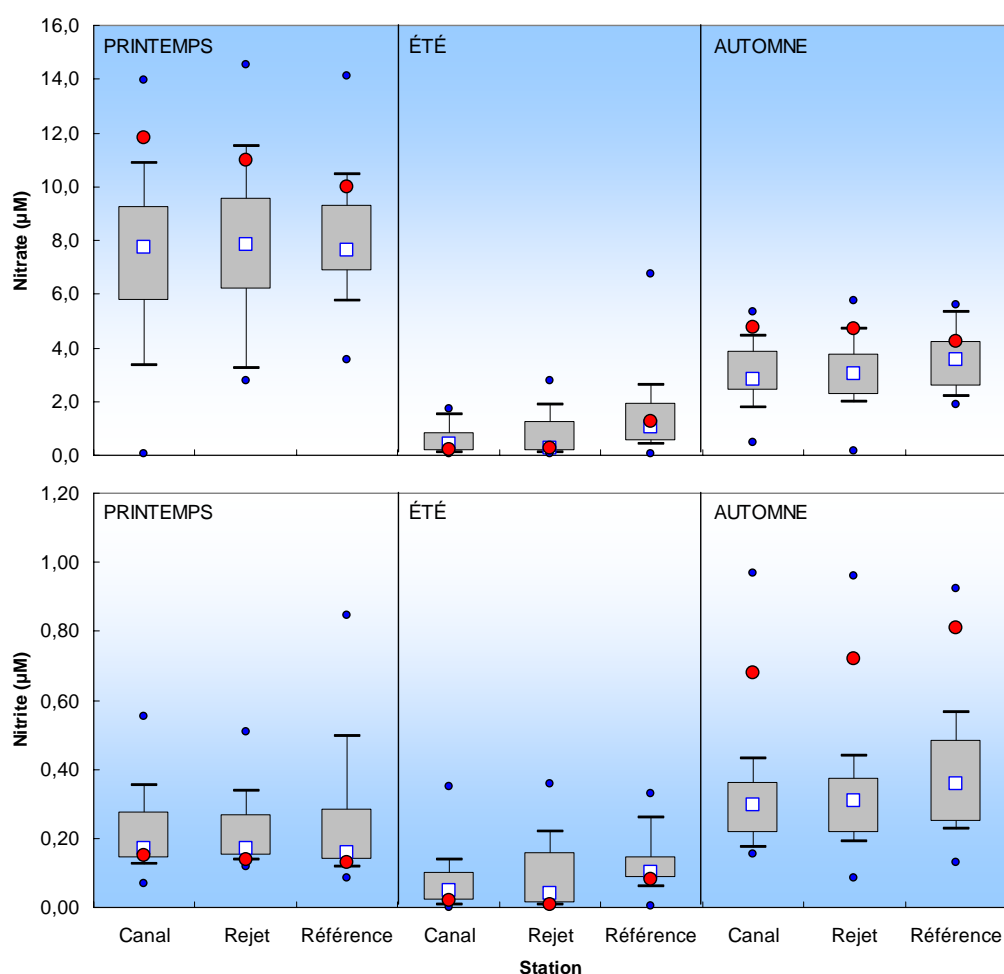


Figure 3.2.15 : Comparaison des distributions des concentrations en nitrate et nitrite par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┘). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

3.2.2.4.3 Approche statistique

Le tableau 3.2.7 présente les résultats des tests statistiques réalisés pour le nitrate et le nitrite depuis 1987.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Nitrate	Canal / Rejet	0,070	0,033	0,312
	Référence / Rejet	0,456	0,001	0,057
	Canal / Référence	0,198	0,000	0,033
Nitrite	Canal / Rejet	0,970	0,088	0,176
	Référence / Rejet	0,872	0,007	0,001
	Canal / Référence	0,952	0,000	0,000

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

Tableau 3.2.7 : « p -value » des tests statistiques pour le nitrate et nitrite depuis 1987

L'intégration des concentrations mesurées en 2010 modifie quelque peu les résultats de l'étude statistique. Il n'existe maintenant plus de différence significative entre tous

les points aux printemps. Par ailleurs, la différence de concentration entre les points *rejet* et *référence* en automne n'est plus significative. L'ensemble des résultats statistiques issus des comparaisons des valeurs en nitrate et en nitrite depuis 1987, indique donc principalement des différences significatives entre les points *référence-canal* et *référence-rejet* en été et en automne. En été et en automne, le point *référence* présente une différence significative par rapport aux autres points. Ceci suggère des caractéristiques plus marquées entre la côte et le large sans doute en relation avec l'évolution des phénomènes biologiques.

3.2.2.5. Phosphate et silicate

3.2.2.5.1 Variations spatiales et saisonnières du phosphate et du silicate

La distribution des concentrations en phosphate et silicate mesurées en 2010 est présentée sur la figure 3.2.16. Les teneurs en phosphate ont été comprises entre 0,15 et 0,55 μM au point *canal*, entre 0,12 et 0,53 μM au point *rejet* et entre 0,13 et 0,50 μM au point *référence* en surface (figure 3.2.16). Les concentrations en silicate ont variées de 1,7 à 4,2 μM au point *canal*, de 1,5 à 4,1 μM au point *rejet*, et de 1,6 à 3,9 μM au point *référence* en surface (figure 3.2.16).

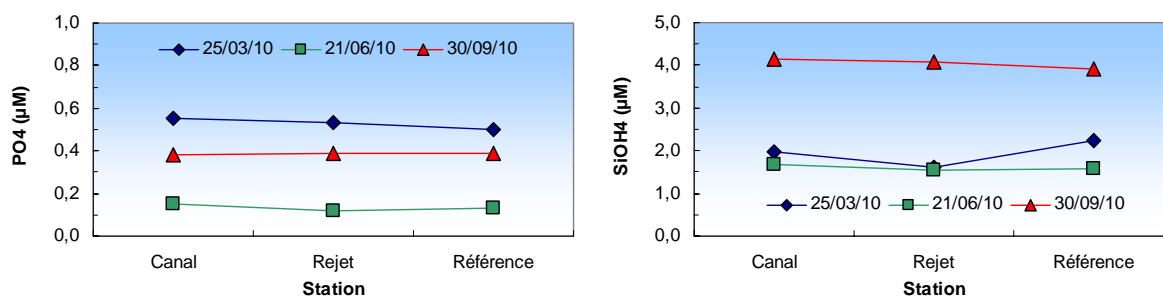


Figure 3.2.16 : Concentrations en phosphate et silicate (μM) dans les eaux de surface en 2010

Les concentrations de ces deux sels nutritifs présentent peu de variabilité spatiale. Sur le plan temporel, les teneurs en phosphate présentent des variations saisonnières classiques. Au début du printemps, les concentrations sont relativement élevées soulignant la présence d'une partie du stock hivernal. Elles sont du même ordre de grandeur que celles relevées par Laane (1992) en Manche occidentale (0,4-0,5 μM pour des salinités variant de 35,25 à 35,30). En été, les teneurs en phosphates diminuent fortement en raison de leur assimilation par le phytoplancton. En automne, les concentrations augmentent sous l'effet des processus de régénération. Pour le silicate, les concentrations sont déjà très faibles au printemps. Elles ne diminuent d'ailleurs presque pas durant la période estivale. En automne, les niveaux sont nettement plus élevés. La diminution des concentrations en silicate au printemps est certainement attribuable à une utilisation rapide de la silice par les diatomées, espèce phytoplanctonique dominante dans ce secteur de la Manche (voir chapitre 3.3). Comme généralement observées les années précédentes, la régénération de la silice biogénique est plus marquée que celle du phosphate. Ceci est observé sur le plateau continental Atlantique français (Ragueneau *et al.* 1994 ; Lampert 2001).

3.2.2.5.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en phosphate et silicate sur la période 1987-2010 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.17 et 3.2.18.

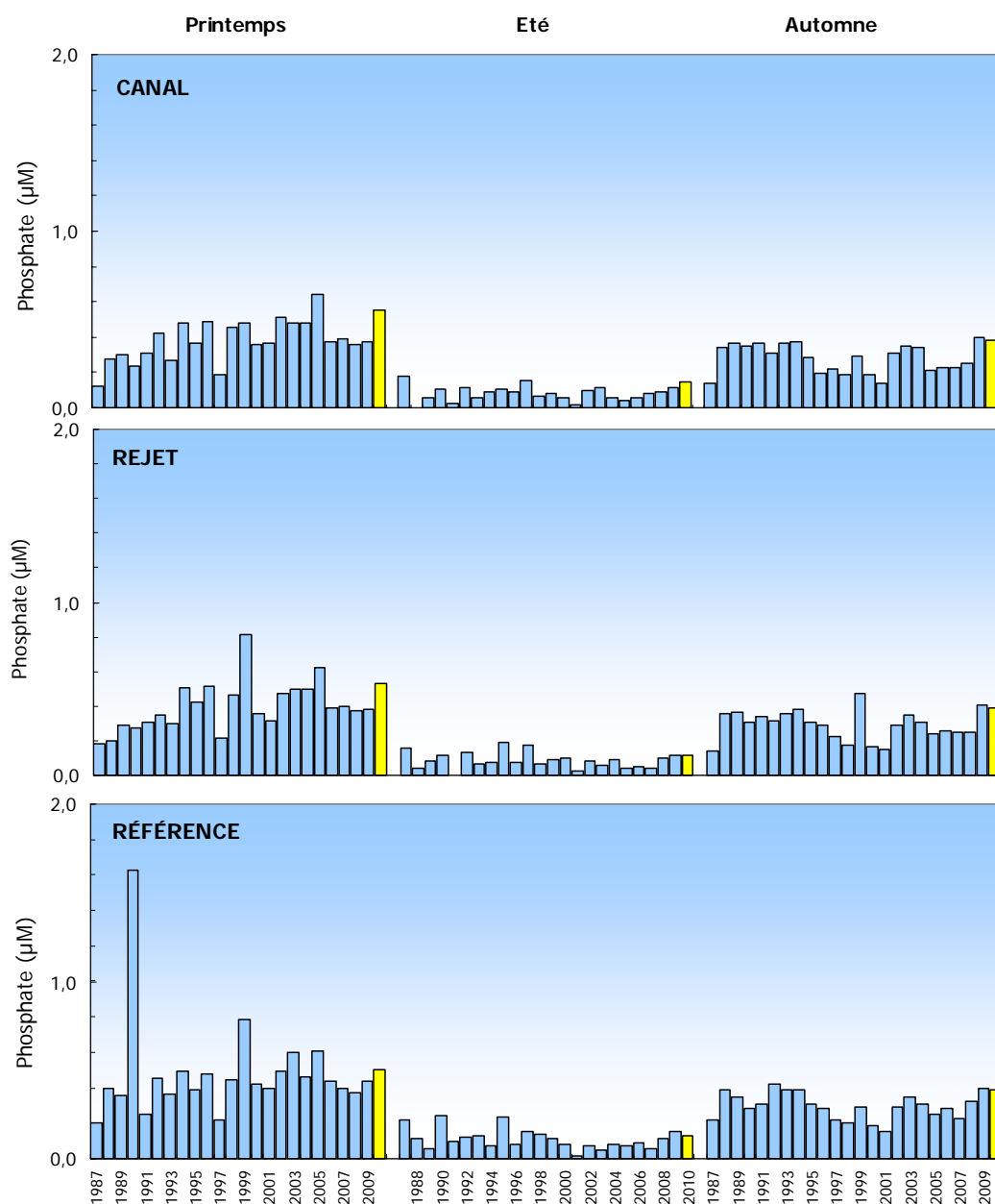


Figure 3.2.17 : Concentrations en phosphate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2010 (2010 en jaune)

Les teneurs en phosphate mesurées en 2010 sont supérieures à celles de 2009 au printemps, similaires en été et inférieures en automne. Par rapport à l'an passé, les concentrations en silicate mesurées en 2010 sont supérieures au printemps et généralement inférieures en été et en automne sur les différents points de surveillance. Dans l'ensemble, les teneurs en sels nutritifs (phosphate et silicate) restent dans la gamme de concentrations généralement observées dans ce secteur de la Manche.

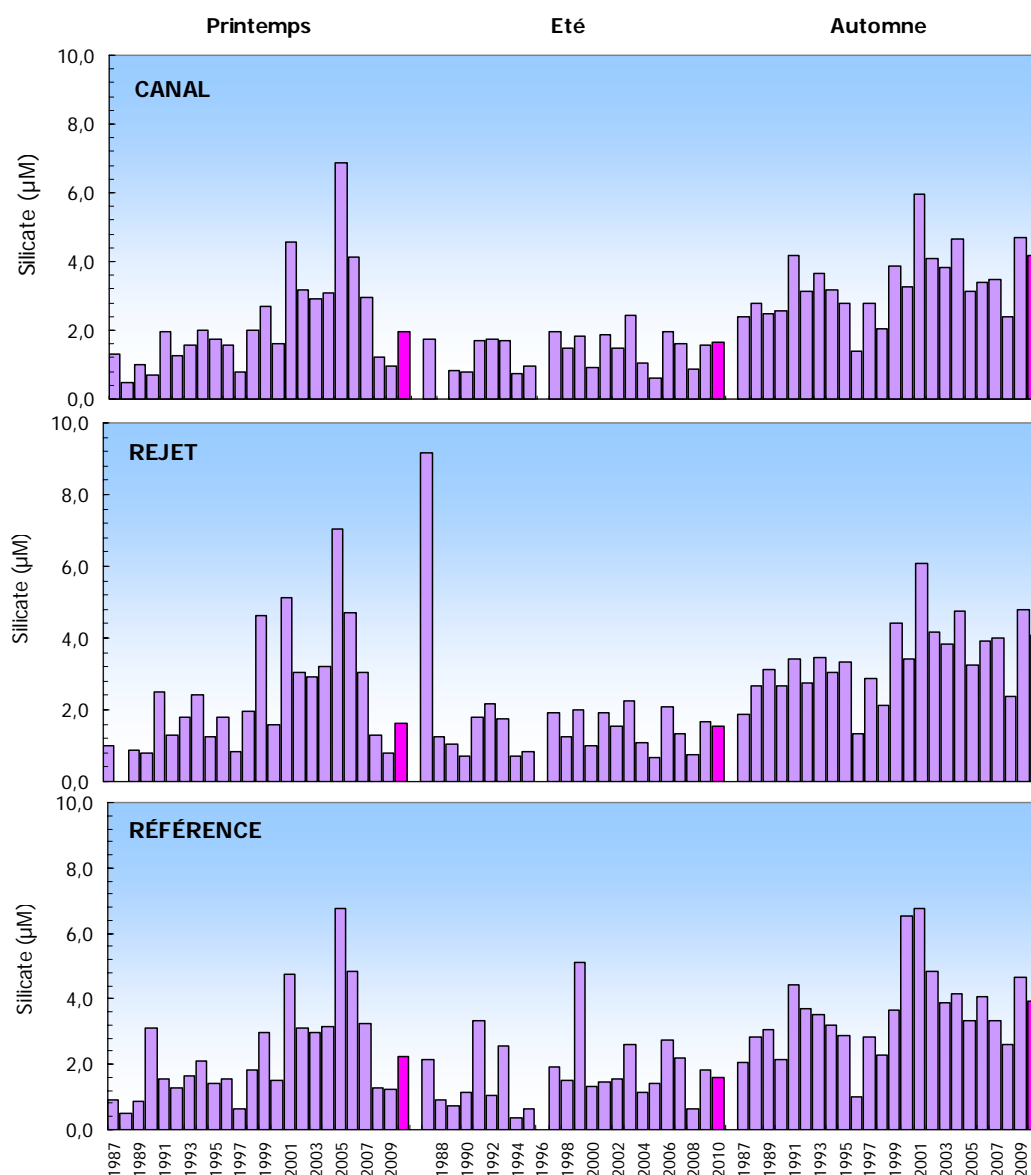


Figure 3.2.18 : Concentrations en silicate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2010 (2010 en rose)

Les figures 3.2.19 présentent respectivement la distribution des teneurs en phosphate et silicate mesurées entre 1987 et 2010. Toute l'année 2010 et sur l'ensemble des points de surveillance, les teneurs en phosphate sont supérieures aux médianes pluriannuelles. Les concentrations en silicate mesurées en 2010 présentent la même caractéristique, excepté pour la concentration au *rejet* au printemps qui est inférieure à la médiane. Pour le phosphate, les concentrations en 2010 se situent généralement dans la fourchette haute de 50 à 80 % des concentrations habituellement observées sur la période 1987-2009. Pour le silicate, les concentrations en 2010 se situent généralement dans la boîte qui englobe 50 % des concentrations habituellement observées sur la période 1987-2009. Finalement, les concentrations de phosphate et silicate décrivent des variations saisonnières assez classiques et qui sont liées à des processus d'assimilation en période estivale et de régénération en période automnale.

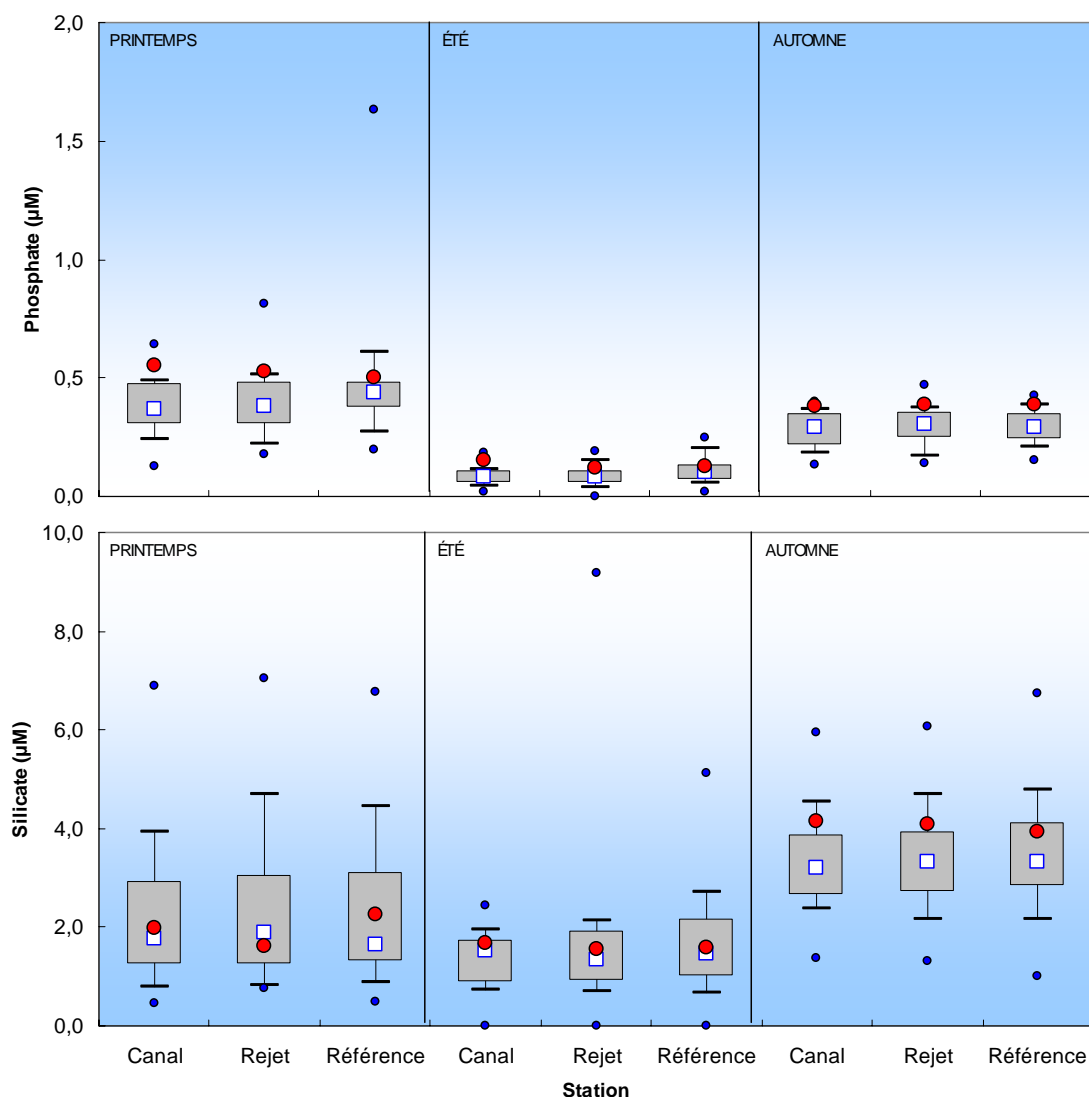


Figure 3.2.19 : Distributions des concentrations en phosphate et silicate par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (\bullet).

Pour ces deux nutriments, le gradient côte-large n'est pas très marqué. Les concentrations de silicate sont caractérisées par une plus forte dispersion que celles du phosphate. Cependant pour les concentrations en silicate, l'écart entre les valeurs médianes du printemps et de l'été est plus faible.

3.2.2.5.3 Approche statistique

Le tableau 3.2.8 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur les concentrations en phosphate et silicate depuis 1987. L'intégration des concentrations des campagnes de surveillance 2010 ne modifie que très peu les résultats de l'étude statistique. Cette année, il n'existe plus de différence significative pour la concentration en phosphate au printemps pour les points *référence* et *rejet*. Mais d'une façon générale, il y a peu de différences significatives entre les concentrations mesurées aux différentes stations de surveillance. Dans le cas du phosphate, les seules différences significatives observées sont entre les points *canal-référence* au printemps

et en été, ainsi que *référence-rejet* en été. Pour le silicate, aucune différence significative n'est observée.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Phosphate	Canal / Rejet	0,313	0,571	0,532
	Référence / Rejet	0,055	0,009	0,276
	Canal / Référence	0,007	0,018	0,076
Silicate	Canal / Rejet	0,136	0,465	0,378
	Référence / Rejet	0,420	0,299	0,399
	Canal / Référence	0,617	0,073	0,204

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

Tableau 3.2.8 : « *p-value* » des tests statistiques les teneurs en phosphate et silicate depuis 1987

La centrale peut représenter une source de phosphate pour le milieu marin. Les circuits pour le refroidissement de l'îlot nucléaire sont alimentés en eau déminéralisée conditionnée au phosphate trisodique (Na_3PO_4). Le phosphate trisodique, utilisé comme agent anti-corrosion, permet en effet d'ajuster le pH dans ces circuits de réfrigération intermédiaire. Les purges des circuits auxiliaires occasionnent donc des rejets qui atteignent environ 1 T an^{-1} (0,81 T en 2008, 0,79 T en 2007 ; Rapport annuel de surveillance de l'environnement - EDF). Les résultats des tests statistiques montrent que ces rejets ne sont pas ou très peu perceptibles.

3.2.2.6. Matières en suspension (MES)

3.2.2.6.1 Variations spatiales et saisonnières des matières en suspension

Les teneurs en MES mesurées au cours du programme de surveillance 2010 ont variées de 1,1 à 87,6 mg/L au point *canal*, de 1,3 à 9,1 mg/L au point *rejet* et de 0,8 à 7,4 mg/L au point *référence* (figure 3.2.20). Les concentrations en MES présentent peu de variations spatiales et temporelles au printemps et en été. En revanche, en automne, la concentration est élevée au point *canal*. Elle diminue aux points *rejet* et *référence* et est alors proches de celles observées au printemps et en été.

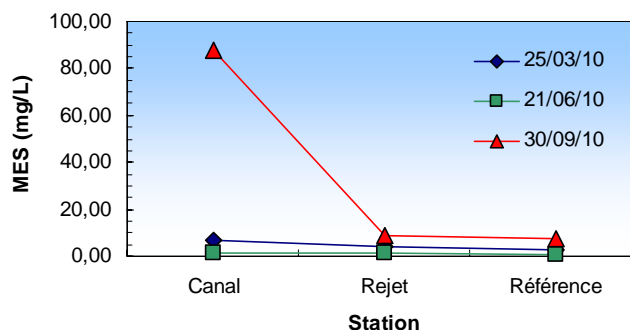


Figure 3.2.20 : Concentrations en MES dans les eaux de surface lors des campagnes 2010

3.2.2.6.2 Variations inter-annuelles

Les variations de concentrations en MES observées depuis 2001 sont présentées sur la figure 3.2.21 ci-dessous.

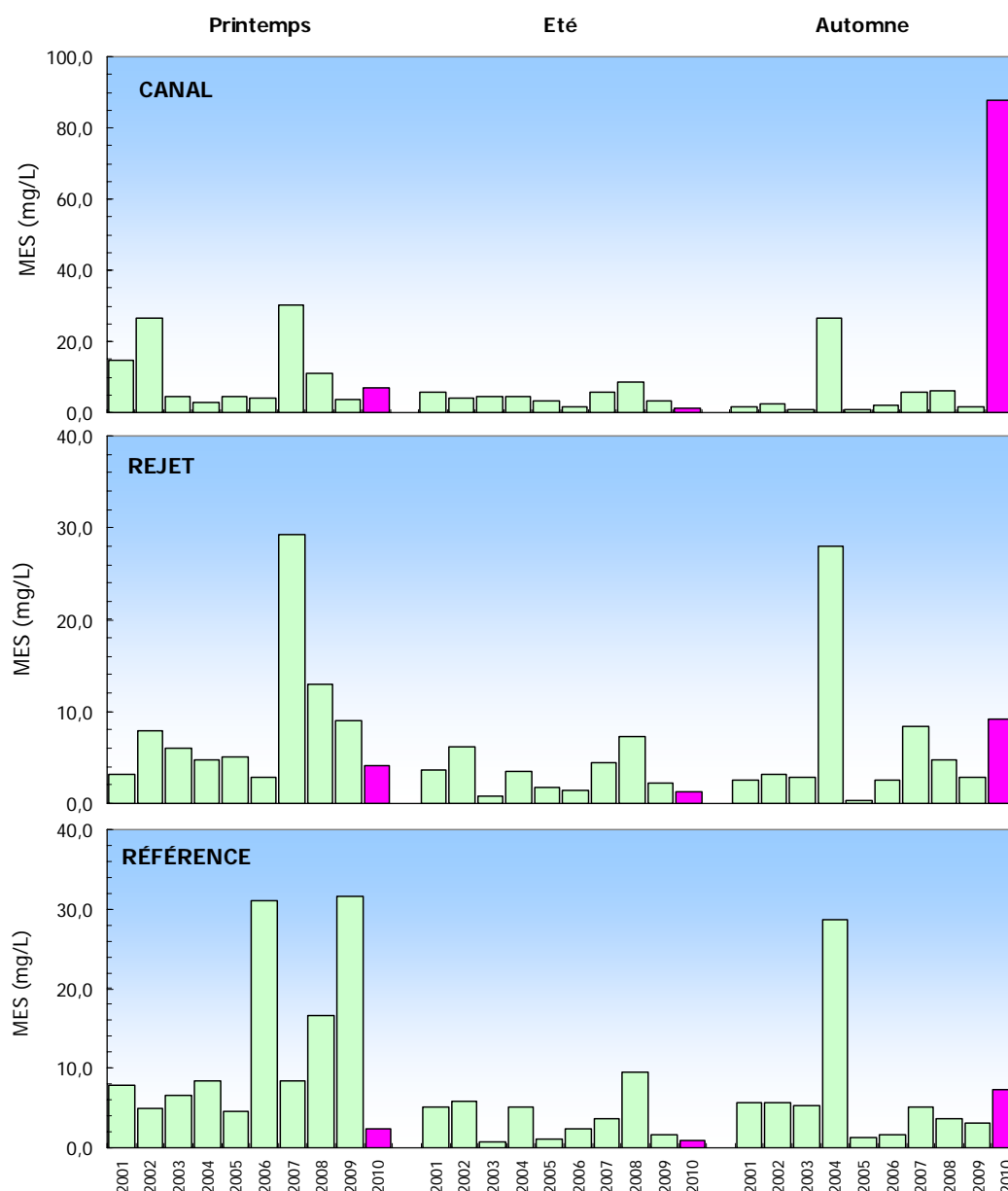


Figure 3.2.21 : Concentrations en MES dans l'eau de surface entre 2001 et 2010 (2010 en rose)

Les concentrations en MES en 2010 sont généralement inférieures à celles de 2009 au printemps et en été sur les stations de surveillance. L'inverse est observé en automne, avec des concentrations 2010 supérieures à celles de 2009. En particulier, la concentration en MES mesurée en automne au *canal* est la plus forte observée depuis le début du suivi de ce paramètre. Les concentrations sont généralement influencées par l'hydrodynamisme de la colonne d'eau à travers des remises en suspension à partir du sédiment. Celles-ci peuvent être liées aux courants générés par les marées ou des conditions météorologiques particulières (vent fort). De fortes teneurs en MES peuvent aussi résulter d'une production phytoplanctonique intense ou encore de remise en suspension d'importante quantité de sédiment. Ainsi, les concentrations de ce paramètre sont caractérisées par une variabilité généralement importante.

La figure 3.2.22 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution des concentrations en MES mesurées depuis 2001. Au printemps et en été, les teneurs de 2010 sont généralement inférieures aux médianes pluriannuelles. A la station

référence au printemps, la concentration en MES est la plus faible observée depuis le début de la surveillance. Finalement en automne, les concentrations en MES en 2010 sont plus élevées que les médianes. En particulier, au point *canal*, la teneur en MES a été particulièrement élevée, définissant ainsi la nouvelle concentration maximale observée depuis le début de la surveillance.

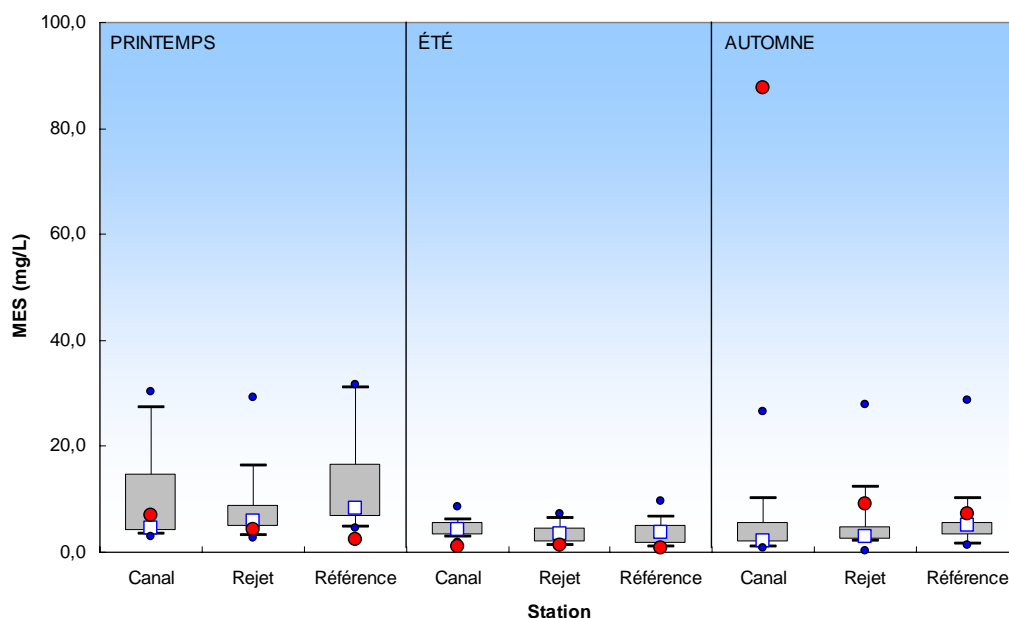


Figure 3.2.22 : Distributions des concentrations en matières en suspensions (MES) par campagne et par point depuis 2001. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

La figure 3.2.22 met par ailleurs en évidence une plus forte dispersion des concentrations en MES au printemps et en automne. La variabilité des teneurs est plus réduite en été. Pour chaque saison, la variabilité des teneurs sur les différents points est similaire. Cela suggère l'absence d'une singularité des concentrations en MES au niveau du point *rejet* et donc l'absence d'impact de la centrale sur le milieu par rapport aux teneurs en MES.

3.2.2.6.3 Approche statistique

Les résultats de 2010 complètent une série de données désormais assez importantes pour réaliser des tests statistiques sur les différences de concentrations entre les points de surveillance. Le tableau 3.9 présente donc pour la deuxième année les résultats relatifs à l'étude statistique des teneurs en MES depuis 2001 à Flamanville.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,316	0,077	0,557
Référence / Rejet	0,404	0,318	0,534
Canal / Référence	0,809	0,321	0,432

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

Tableau 3.2.9 : « p -value » des tests statistiques sur les teneurs en MES

Les résultats du tableau 3.2.9 montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les points de surveillance toute l'année. Ceci confirme les conclusions émises les

années précédentes selon lesquelles les MES ne présentent pas de concentrations singulières au niveau du *rejet*. Les activités de la centrale de Flamanville à travers (1) les rejets de MES liés au prétraitement de l'eau pour la station de déminéralisation (1316 Kg en 2009) et (2) les remises en suspensions liées aux turbulences des rejets, n'apparaissent pas modifier de façon significative la distribution spatiale et temporelle des MES dans l'eau de mer.

3.2.2.7. Bore

Les circuits d'eau de la centrale doivent répondre à des spécifications strictes qui sont respectées en ajoutant des réactifs chimiques de conditionnement à l'eau déminéralisée. L'acide borique (H_3BO_3) est en particulier utilisé dans l'eau du circuit primaire en tant qu'absorbant neutronique pour compenser les variations lentes de réactivité.

Les rejets de bore en milieu marin se font donc par l'intermédiaire des effluents radioactifs liquides en conformité avec la valeur fixée par la réglementation (40 tonnes par an d'acide borique selon les termes de l'arrêté interministériel du 11 mai 2000). En 2008, 6408 kg d'acide borique avaient été rejetés. La concentration en acide borique couramment observée en eau de mer est de 25,6 mg/L, soit environ 4,5 mg/L de bore. A titre d'exemple, l'institut national pour l'environnement et les risques industriels (INERIS) rapportent, lors d'un inventaire exceptionnel en 2005, des concentrations de bore de l'ordre de 4,7 mg/L en Baie du Mont Saint Michel en juin (Source : http://rsde.ineris.fr/liste_subs_quantifiees.php).

3.2.2.7.1 Variations spatiales et saisonnières du bore

Les teneurs en bore enregistrées en 2010 ont varié de 4,4 à 4,6 mg/L (figure 3.2.23). Les concentrations varient très peu, tant sur le plan spatial que temporel. Elles sont similaires aux différents points de suivi.

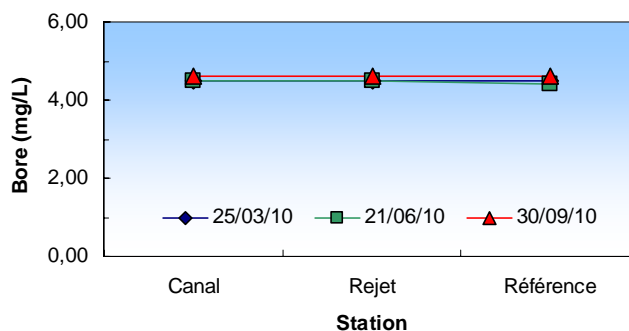


Figure 3.2.23 : Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2010

3.2.2.7.2 Variations inter-annuelles

Les variations en bore observées depuis 2000, dans le cadre de la surveillance de la centrale de Flamanville, sont présentées sur la figure 3.2.24. Les concentrations en bore en 2010 ont été, en général, sensiblement inférieures à celles observées en 2009.

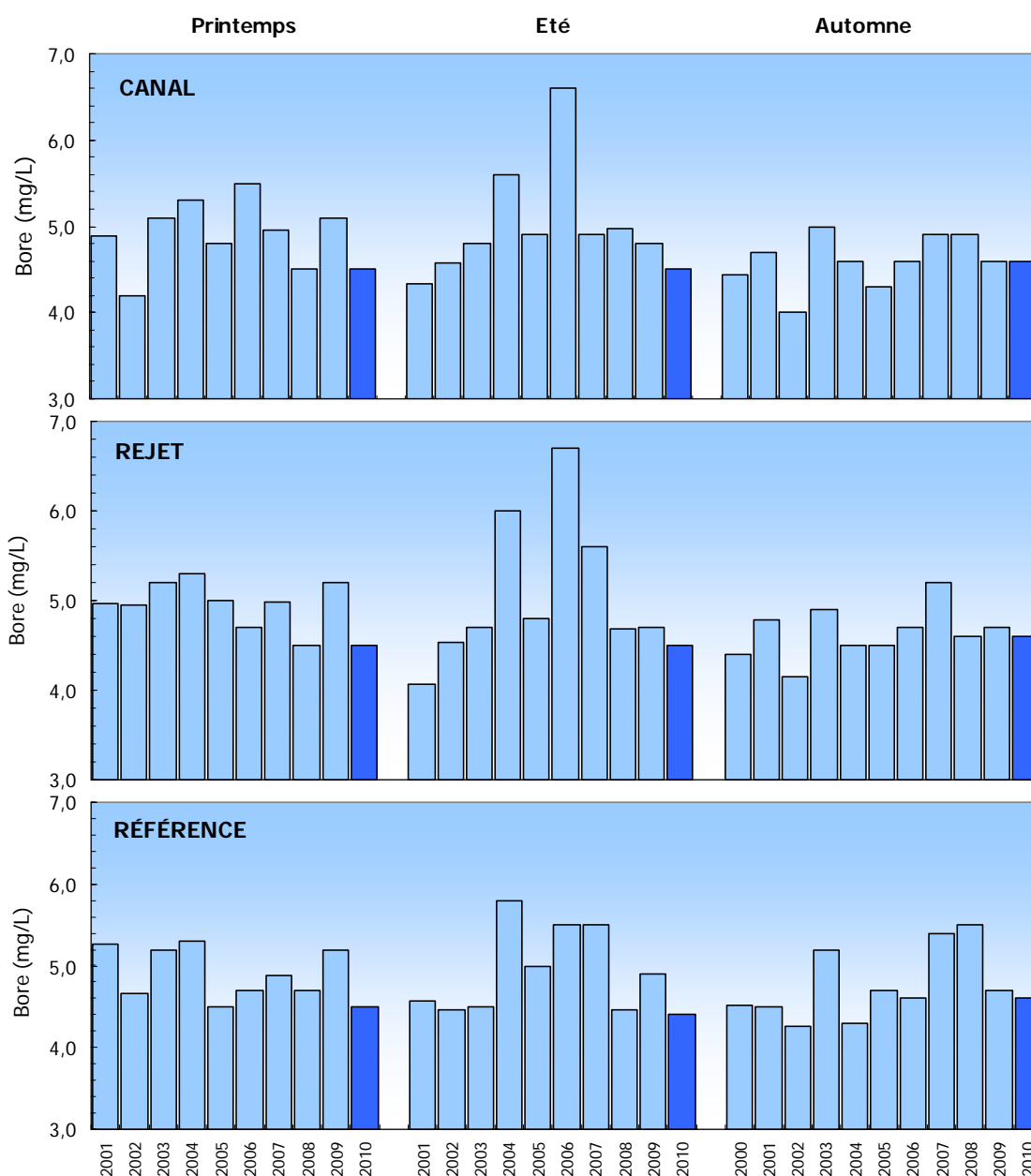


Figure 3.2.24: Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2000 à 2010 (2010 en bleu foncé)

La figure 3.2.25 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution des concentrations de bore mesurées depuis 2000. Au printemps et en été, les teneurs de 2010 sont nettement inférieures aux médianes pluriannuelles sur tous les points de suivi. En automne, les concentrations en bore en 2010 sont très proches des médianes.

Cette figure met par ailleurs en évidence une plus forte dispersion des concentrations en bore durant l'été sur les points *rejet* et *référence*. Mais quelle que soit la saison, les médianes se situent globalement entre 4,5 et 5 mg/L de bore, valeurs considérées comme normale dans l'eau de mer. Cela suggère l'absence d'impact de la centrale sur le milieu à travers ses rejets de bore. Pour information, la quantité de bore rejetée en mer en 2009 était de 5597 Kg sur les 29000 Kg autorisés.

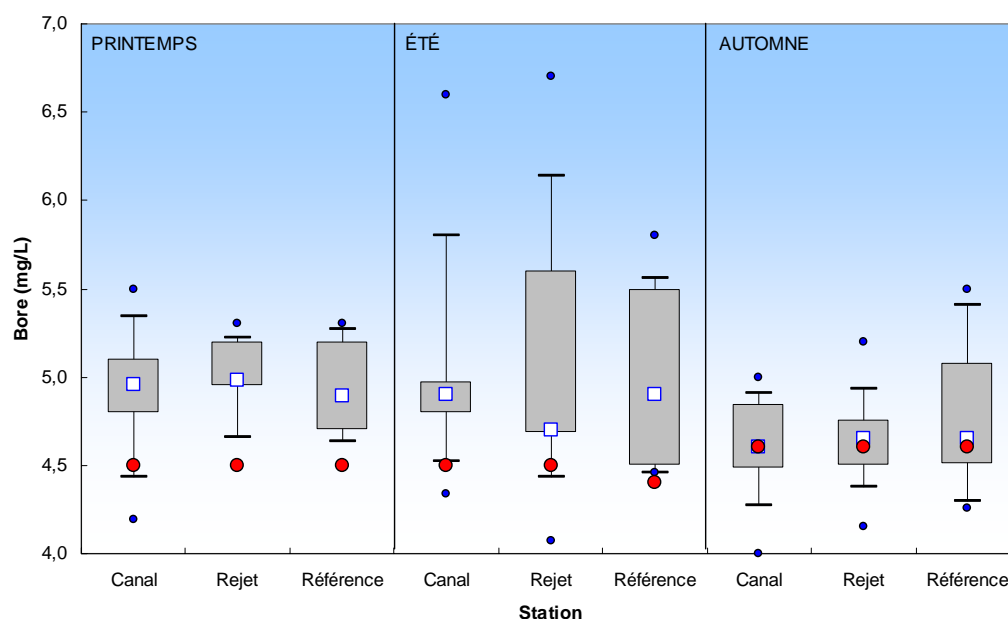


Figure 3.2.25 : Comparaison des distributions des concentrations en bore (mg/L) par campagne et par point depuis septembre 2000. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (\bullet)

3.2.2.7.3 Approche statistique

Les résultats de 2010 complètent une série de données désormais assez importantes pour réaliser des tests statistiques sur les différences de concentrations entre les points de surveillance. Le tableau 3.10 présente donc pour la première année les résultats relatifs à l'étude statistique des teneurs en bore depuis 2001 à Flamanville.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,271	0,763	0,486
Référence / Rejet	0,602	0,472	0,285
Canal / Référence	0,939	0,563	0,104

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

Tableau 3.2.10 : « p -value » des tests statistiques sur les teneurs en bore

Les résultats du tableau 3.10 montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les points de surveillance toute l'année. Ceci confirme que les concentrations en bore ne présentent pas de singularité au niveau du *rejet*. Les activités de la centrale de Flamanville à travers les rejets de bore ne paraissent pas modifier de façon significative la distribution spatiale et temporelle de cet élément dans l'eau de mer.

3.2.2.8. Trihalométhanes

Pour éviter le *fouling* dans les canalisations de rejet, les centrales électronucléaires utilisent la chloration. Les composés dérivés pouvant être retrouvés dans les eaux des rejets sont alors essentiellement des trihalométhanes. Il s'agit de composés volatils, 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. Sa demi-vie dans l'eau de mer est inférieure à une heure (Abarnou, 1981).

Les concentrations de tous ces composés chimiques varient généralement selon la quantité de matière organique et d'ammoniaque dissous.

Les quatre formes organo-halogénées étudiées sont :

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

Ces composés s'avèrent toxiques pour la faune et la flore marine. Des expériences écotoxicologiques sur des cultures de microalgues (*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Glinodinium halli* et *Isochrysis galbana*) ont montrées que un taux d'inhibition de croissance de 50 % pour concentrations en chloroforme et bromoforme de 32 mg/L (Erickson et Freeman, 1978). Les concentrations mesurées lors des trois campagnes de surveillance 2010 ont rarement dépassé la limite de détection analytique de la méthode utilisée qui est de 1 µg/L. Néanmoins, la concentration en bromoforme est détectable au point *rejet* en automne (1,6 µg/L). Ceci est largement en dessous du seuil de 10 µg L⁻¹, concentration considérée comme acceptable en milieu marin (Abarnou *et al.* 1990).

3.2.3. Conclusion

Les températures d'eau de mer mesurées en 2010 ont dans l'ensemble été très inférieures à celles de l'année précédente aux différentes saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés. Les différences de températures au niveau du *rejet* sont significatives toute au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2010, appuyées des résultats de modélisation, indiquent que l'étendue du panache de rejet reste toujours géographiquement très limitée.

Les salinités enregistrées au cours de l'année 2010 ont été généralement supérieures à celles de 2009 sur les différentes stations de surveillance au printemps et en automne, et inférieures en été. Elles sont aussi très souvent inférieures aux valeurs médianes pluriannuelles calculées depuis l'année 1987. Cependant, elles restent dans la gamme observée depuis le début de la surveillance, excepté au point *canal* en automne. Sur ce point, c'est la plus faible salinité observée depuis le début de la surveillance. Bien que l'influence de la pluviométrie reste limitée dans ce secteur de la Manche, les points côtiers (*canal* et *rejet*) sont toujours caractérisés par des salinités inférieures à celui du large (*référence*). La présence de ce gradient côte-large est certainement lié aux apports d'eau douce d'origine continentale. Un impact de la centrale via ses rejets d'eau déminéralisée est fort peu probable compte tenu du volume total de rejet et de la limite du débit journalier de ces rejets.

L'ensemble des nutriments mesurés lors des campagnes de surveillance 2010 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Dans l'ensemble, les concentrations en nutriments ont généralement été proches ou supérieures aux médianes pluriannuelles établies depuis 1987 et sont restées dans les gammes de concentrations observées depuis 1987.

Les concentrations en MES mesurées en 2010 ont été généralement comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001, excepté à deux reprises : au printemps à la station *référence* et en automne à la station *canal*. Les teneurs en MES étaient alors respectivement les plus faibles et les plus fortes observées depuis le début de la surveillance. La valeur maximale observée en automne reste cependant une concentration communément observée en milieu côtier. L'absence de différence significative entre les points semble indiquer que, malgré des rejets de MES liés au prétraitement des eaux pour la station de déminéralisation et la turbulence des rejets, la distribution des MES dans la colonne d'eau ne semble pas être modifiée de façon perceptible. En 2009, les quantités de MES rejetées étaient d'ailleurs restées faibles avec 1316 kg sur les 18200 kg autorisés selon les prescriptions de l'arrêté de rejets.

Les concentrations en bore mesurées au cours de l'année 2010 ont en général été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001 aux trois points de surveillance. Elles sont, en 2010, généralement inférieures aux médianes pluriannuelles calculées depuis 2000. Elles restent similaires à celle du milieu naturel et l'absence de concentrations maximales au niveau du point *rejet*, suggèrent que l'impact de la centrale via ses rejets d'acide borique n'est pas perceptible.

Les valeurs de l'ensemble des produits de chloration recherchés dans l'eau de mer ont été généralement été inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception du bromoforme au point *rejet* en automne. La concentration a alors été de 1,6 µg/L. Ce niveau est bien en dessous de la valeur seuil (10 µg/L) considérée comme acceptable en milieu marin. En outre en raison de l'absence de bromoforme aux stations proches du *rejet*, il semble que l'impact de ce rejet chimique soit très limité.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2010 ne permettent pas de déceler d'anomalie dans la distribution et la variation des paramètres hydrologiques au niveau de la centrale électronucléaire de Flamanville. L'activité de la centrale à travers ses rejets chimiques et thermiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

3.3. Microbiologie

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

Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif (Vaillant *et al.*, 2005). Ce sont des hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes. Seules quelques espèces du genre *Vibrio* présentent une activité pathogène pour l'homme. On distingue les **vibrions cholériques**, responsables du choléra et appartenant aux sérogroupes O1 et O139 de l'espèce *Vibrio cholerae*, et les **vibrions non cholériques** appartenant aux sérogroupes non-O1 et non-O139 de l'espèce *Vibrio 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 CNRVC¹⁵ a mis en place un système de surveillance des infections à vibrions non cholériques sur le territoire français. Il reçoit les souches, isolées par les laboratoires hospitaliers et d'analyse biologique et médicale, pour identification, ou confirmation d'identification et caractérisation moléculaire (Vaillant *et al.*, 2005). Le tableau 3.3.1 propose une synthèse des souches de vibrions non cholériques identifiées, responsables d'infections humaines entre 1995 et 2005 sur le territoire français.

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

¹⁵ CNRVC : Centre Nationale de Référence des Vibrions et du Choléra de l'Institut Pasteur.

Souches 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 3.3.1 : Souches de vibrions non cholériques responsables d'infections humaines identifiées par le CNRVC entre 1995 et 2005

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

Plusieurs facteurs écologiques influencent le cycle biologique des vibrions halophiles. On distingue la température, la salinité, la concentration en matière organique et en nutriments, des sédiments et du plancton utilisés comme support (West, 1989 ; Miossec, 2002). La température de l'eau de mer contribue ainsi à la saisonnalité des apparitions de vibrions non cholériques. Les espèces *V. fluvialis*, *V. hollisae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* s'observent 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), semble indiquer qu'une salinité > 25 ‰ induit des effets sur la distribution de *V. vulnificus*, qui est plus souvent observé dans les eaux estuariennes que marines.

3.3.1. Matériel et méthodes

3.3.1.1. Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Flamanville, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes eaux les 25 mars, 21 juin et 30 septembre. Les prélèvements ont été effectués à bord de la vedette de la SNSM par le personnel du laboratoire départemental Frank Duncombe de Caen au même moment que les échantillons hydrologiques réalisés à bord du *N/O DELPHY*. Les échantillons d'eau ont été prélevés au moyen de flacons stériles, puis maintenus au froid pendant leur transport jusqu'au laboratoire pour analyse (le temps entre le prélèvement et l'analyse est inférieur à 6 heures).

Les points échantillonnés ont été les suivants :

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

La stratégie d'échantillonnage suivie en 2010 est présentée dans le tableau 3.3.2. Deux réplicats ont été réalisés pour le dénombrement des germes revivifiables et l'identification des vibrions halophiles.

Stations	Niveau d'échantillonnage	Germes totaux	Germes revivifiables	Vibrions halophiles
<i>Canal</i>	Surface	1	2	2
<i>Rejet</i>	Surface	1	2	2
<i>Référence</i>	Surface	1	2	2
	Mi-Profondeur	1	2	2

Tableau 3.3.2 : Stratégie d'échantillonnage en 2010

3.3.1.2. Analyses microbiologiques

Dénombrement des germes totaux en épifluorescence

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- stabilisation de l'échantillon au moment du prélèvement par du formol dépoussiéré afin de limiter la multiplication des bactéries,
- filtration sur membrane en polycarbonate 0,22 μm teintée au laboratoire avec de l'Irgalan black (Millipore, GTBP04700),
- coloration avec une solution d'acridine orange (1/30 000e) tamponnée à pH 7,4 stérilisée par filtration à 0,22 μm ,
- observation au microscope de la membrane sous lumière UV réfléchie.

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

Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell.

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

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

Identification et dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)

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 devraient 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 3.26 et 3.27).

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- Filtration de 10 mL à 1000 mL sur membrane en acétate de cellulose de porosité 0,45 μm ,
- inclusion dans milieu TCBS à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 18 à 24 h,
- lecture des boîtes,
- incubation 24 h à $20 \pm 2^\circ\text{C}$,
- nouvelle lecture des boîtes,
- repiquage et isolement sur gélose TCBS à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 24 h,
- repiquage colonies en milieu Zobell et incubation à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 24 h,
- tests divers et recherche de pathogènes.

3.3.1.3. Résultats

3.3.1.4. Récapitulatif des résultats des mesures microbiologiques pour l'année 2010

Les résultats acquis au cours des trois campagnes de mesures pour l'année 2010 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.3.3. Les valeurs retenues pour les quantités de germes revivifiables sont les moyennes des deux répliquats pour les points *canal*, *référence* et *référence* à mi-profondeur.

Pour le point *rejet*, de façon à apprécier l'influence maximum du CNPE, la valeur retenue est celle du plus fort réplikat.

		<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Référence</i>	<i>Référence</i> $\frac{1}{2} z$	
25 MARS	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	422 000	381 000	288 000	369 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	292	260	78	86	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	<1	<1	<1	<1
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Absence	Absence	Absence	Absence
21 JUIN	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	890 000	880 000	730 000	740 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	965	622	249	552	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	<1	1Vf susp + Va	<1	<1
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Absence	Va + Vf	Absence	Absence
30 SEPTEMBRE	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	443 000	294 000	706 000	641 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	1610	550	338	344	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	70 Va	8 Va	2 Va	1 Va
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Va	Va	Va	Va

Va = *Vibrio alginolyticus* ; Vspp = *Vibrio sp* ; Vf = *Vibrio fluvialis*

Tableau 3.3.3 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2010 dans les eaux de Flamanville

3.3.1.5. Résultats du dénombrement des germes totaux

3.3.1.5.1 Variations spatiales et saisonnières des germes totaux en 2010

Les quantités de germes totaux en 2010 varient de 288 000 germes/mL au point *référence* en mars, à 890 000 germes/mL au point *canal* en juin (figure 3.3.1). La hausse de la température de l'eau favorise généralement la croissance bactérienne. En outre, les maxima de la température de l'eau de mer sont généralement observés entre les mois d'août et septembre. Néanmoins, les valeurs observées en été (juin) sont plus fortes que durant le reste de l'année. Excepté pour la campagne de septembre, les quantités de germes totaux suivent un gradient décroissant de la côte vers le large, conformément aux années précédentes.

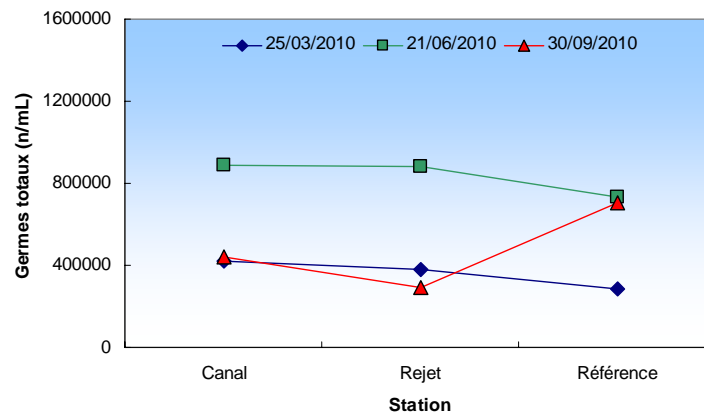


Figure 3.3.1 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2010

3.3.1.5.2 Variations inter-annuelles des germes totaux

Les nombres de germes totaux dénombrés en 2010 aux différents points de suivi ne sont généralement supérieurs à ceux de l'année 2009 qu'en été (figure 3.3.2). Au printemps et en automne, le nombre de germes totaux est généralement inférieur cette année par rapport à l'année précédente. Depuis l'utilisation de la nouvelle méthode de détermination, les résultats obtenus en septembre 2010 au canal et au rejet sont les plus faibles.

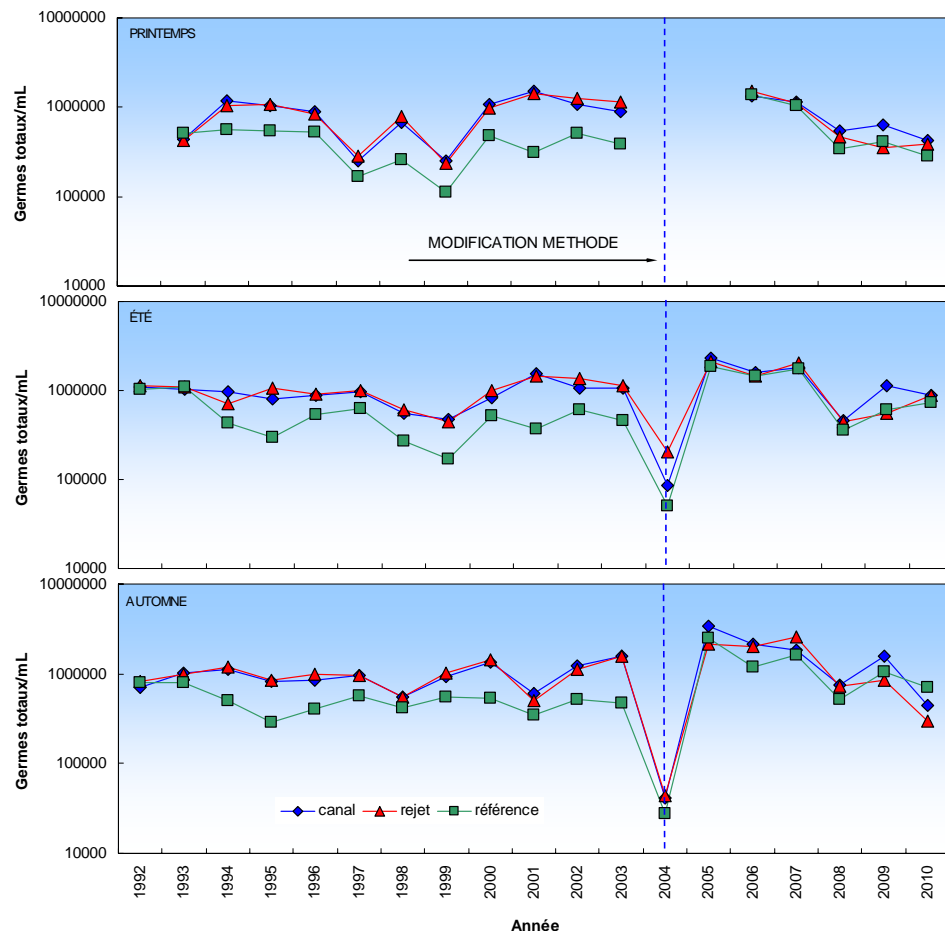


Figure 3.3.2 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence depuis 1992

En 2010, les quantités de germes ont toutes été nettement inférieures aux médianes pluriannuelles. La majorité des dénombrements réalisés en 2010 est inférieure à 50 % des valeurs mesurées depuis 2005. Les points *canal* et *rejet* sont notamment caractérisés par les plus faibles valeurs depuis 2005 en septembre. Dans l'ensemble, les *boîtes à moustaches* indiquent généralement une augmentation des abondances en germes totaux du printemps vers l'automne. Les médianes sont aussi caractérisées au printemps et en été, par un faible gradient décroissant côte-large.

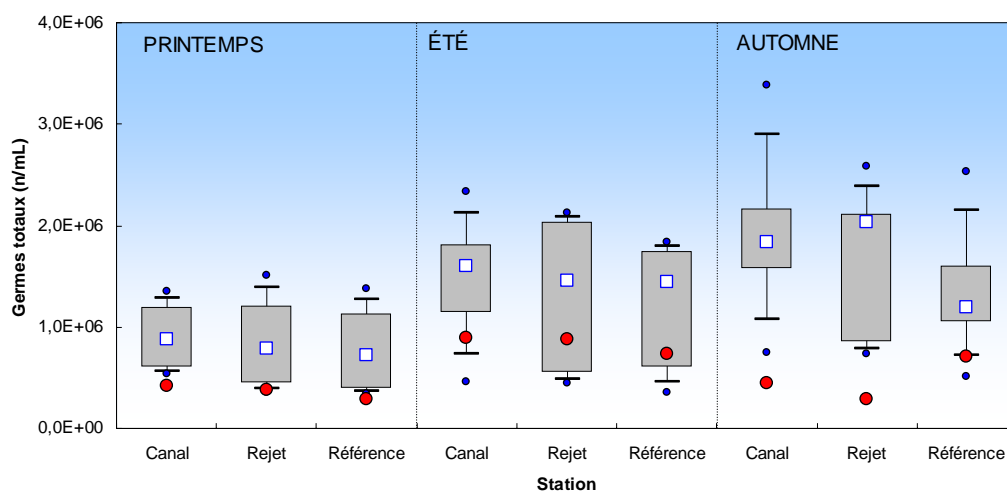


Figure 3.3.3: Germes totaux depuis 2005 dénombrés par épifluorescence. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (├). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

3.3.1.5.3 Approche statistique

Le changement de protocole analytique ne nous permet pas de réaliser une approche statistique robuste sur le nombre de germes totaux. Il faudra encore attendre quelques années pour compléter une série de données assez conséquente.

3.3.1.6. Résultats en germes revivifiables sur milieu de Zobell

3.3.1.6.1 Variations spatiales et saisonnières des germes revivifiables

Le nombre de germes revivifiables varie de 78 germes/mL mesurés au point *référence* au mois de mars, à 1610 germes/mL au point *canal* en septembre (figure 3.3.4). Le nombre de germes revivifiables augmentent généralement du printemps vers l'automne aux différents points de surveillance. Les valeurs maximales aux différentes saisons ont été enregistrées à la station *canal*. Toute l'année 2010, il existe un gradient décroissant marqué de la côte vers le large.

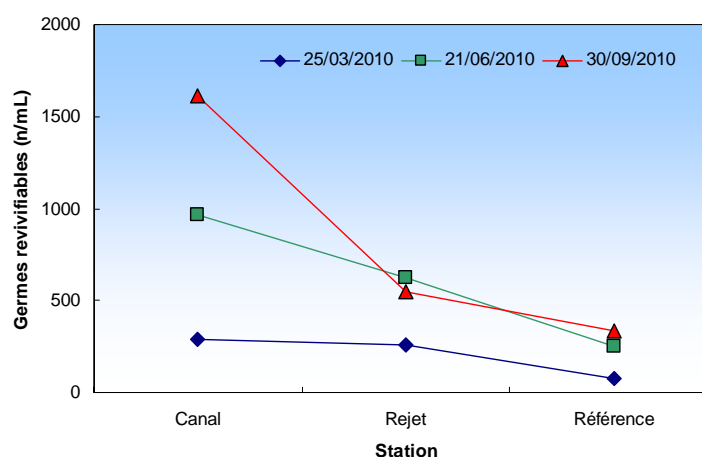


Figure 3.3.4 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL dénombrés sur milieu de Zobell en 2010

3.3.1.6.2 Variations inter-annuelles des germes revivifiables

La figure 3.3.5 présente les variations de germes revivifiables depuis 1987. Les abondances de 2010 sont fréquemment supérieures à celles de 2009. Seul le point *référence* présente un nombre de germes revivifiables en baisse au printemps et en été. L'abondance des germes qui avait été particulièrement élevée en 2008 au *canal* avait diminué de façon significative en 2009. Elle reste relativement constante cet été (< 1000 n/mL). En revanche en automne à la station *canal*, l'augmentation régulière observée depuis 2003 se poursuit encore cette année. L'abondance dépasse maintenant 1600 n/mL et représente donc la valeur maximale observée à ce point depuis 1987.

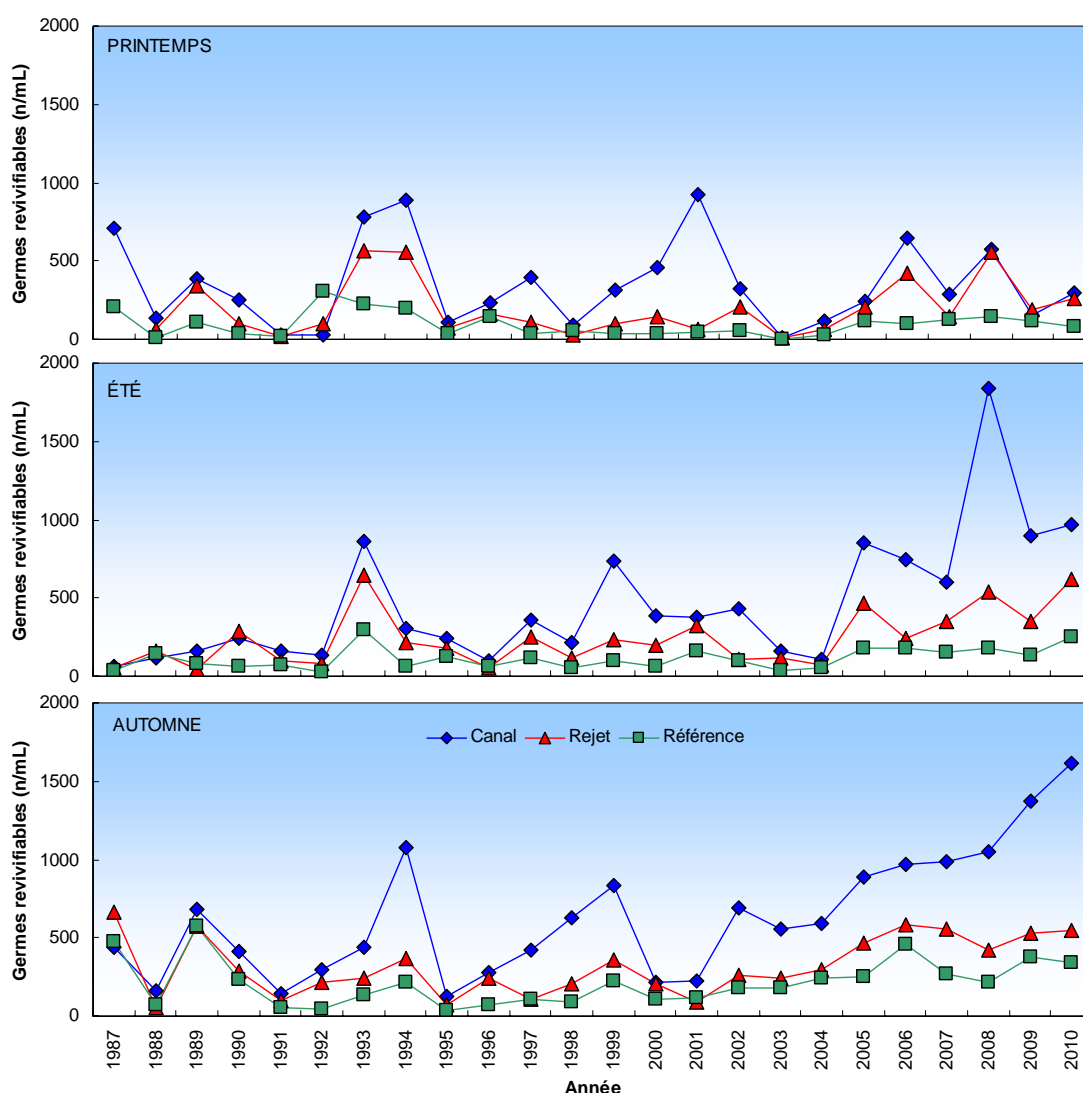


Figure 3.3.5 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL depuis 1987

Finalement, la figure 3.3.5 confirme que depuis 1987 les plus fortes quantités de germes s'observent généralement au point *canal*. Celles enregistrées aux points *rejet* et *référence*, sont plus faibles et restent assez stables sur la même période.

La figure 3.3.6 présente la distribution des germes revivifiables sous forme de *boîtes à moustaches*. En 2010, les valeurs de germes revivifiables sont généralement supérieures aux médianes pluriannuelles. En particulier en automne au point *canal*, un nouveau maximum sur la période 2005-2010 est établi (1610 n/mL). Le point *canal* présente toujours la plus forte dispersion aux différentes saisons, soulignant ainsi une importante variabilité depuis 2005. Les médianes pluriannuelles indiquent aussi la présence d'un gradient décroissant marqué de la côte vers le large quelle que soit la saison.

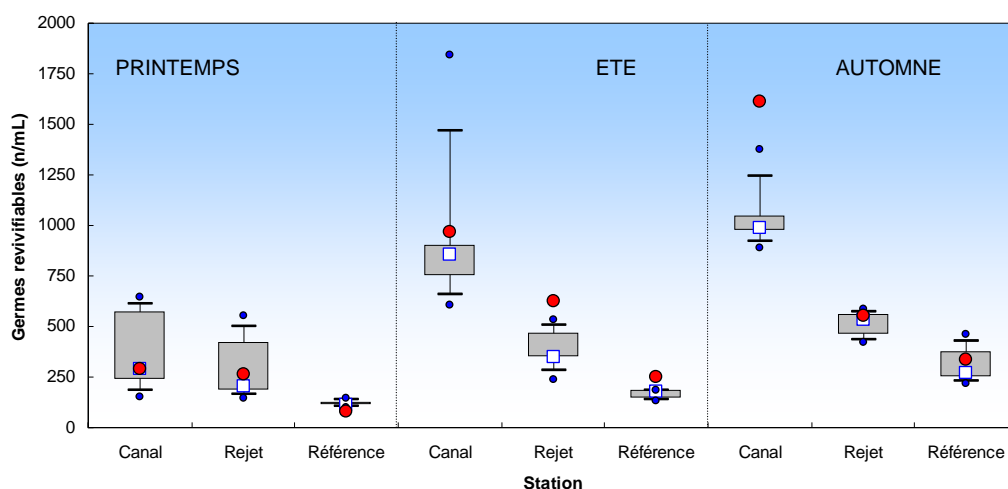


Figure 3.3.6 : Germes revivifiables (nombre par mL) dénombrés depuis 2005. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (■) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

3.3.1.6.3 Approche statistique

Le tableau 3.3.4 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur l'abondance des germes revivifiables depuis 1987. L'intégration des résultats de surveillance 2010 modifie sensiblement les résultats de l'étude statistique. Cette dernière révèle qu'il n'existe plus qu'une différence significative qu'entre les points *canal* et *référence* au printemps en et été. La forte variabilité dans les dénombrements ces dernières années conduit certainement à faire disparaître les différences entre les stations, malgré la présence du gradient côte-large marqué. Seules les stations situées aux extrémités de ce gradient présentent encore des différences significatives. Il est donc difficile d'attribuer une singularité au point de *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
<i>Canal / Rejet</i>	0,488	0,312	0,399
<i>Référence / Rejet</i>	0,105	0,069	0,532
<i>Canal / Référence</i>	0,048	0,029	0,071

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

Tableau 3.3.4 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell

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

3.3.1.7.1 Identification de vibrions halophiles

Les séries pluriannuelles d'identification de vibrions halophiles sont présentées dans les tableaux 3.3.5 pour l'ancienne méthode de détermination et 3.3.6 pour la nouvelle méthode EDF. Ces deux tableaux mettent en évidence la dominance de la souche *Vibrio alginolyticus*.

ANCIENNE METHODE																																									
V. alginolyticus	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
V. vulnificus	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
V. parahemol.	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
Ph. Damsela	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
V. fluvialis	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
V. cholerae	canal																																								
	référence																																								
	rejet																																								
		P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A				
		1992	1993			1994			1995			1996			1997			1998			1999			2000			2001			2002			2003			2004			2005		

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

Tableau 3.3.5 : Identification des souches de vibrions halophiles (ancienne méthode) par saison et par station de 1992 à 2005

Comme lors des années précédentes, en 2010, la présence de *V. alginolyticus* a été identifiée sur l'ensemble des points de surveillance (tableau 3.3.6). Il est en particulier présent en automne sur tous les points et en été au point *rejet*. Finalement, dans l'un des réplicats de l'échantillon du point *rejet* en juin, il existe une faible suspicion de *Vibrio fluvialis* (1/1000 mL). C'est la première fois que ce germe est identifié depuis 2004.

Vibrio	Station	Année/Saison																		
		2004			2005			2006			2007			2008			2009			2010
		P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	
V. alginolyticus	canal																			
	référence																			
	rejet																			
V. vulnificus	canal																			
	référence																			
	rejet																			
V. parahemol.	canal																			
	référence																			
	rejet																			
Ph. Damsela	canal																			
	référence																			
	rejet																			
V. fluvialis	canal																			
	référence																			
	rejet																			
V. cholerae	canal																			
	référence																			
	rejet																			

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

Tableau 3.3.6 : Identification des souches de vibrions halophiles (méthode EDF) par saison et par point, de 2004 à 2010

Les séries pluriannuelles, présentées dans les tableaux 3.3.5 et 3.3.6 mettent en évidence un plus grand nombre de cas d'identification pour *V. alginolyticus*, qui avec

Ph. damsela semblent être les espèces dominantes. Les apparitions de *Vibrio vulnificus* sont plus sporadiques entre 2005 et 2007.

3.3.1.7.2 Dénombrement des vibrions halophiles

Suite à la mise en place de la méthode préconisée par l'EDF sur l'ensemble des centrales du bord de mer, des dénombrements viennent compléter les identifications de vibrions halophiles. Les nombres de vibrions totaux par point et par saison ont été obtenus en moyennant les valeurs des réplicats par point et par souche. Au point *rejet* est toujours considérée la plus forte valeur sur les deux réplicats (figure 3.3.7). Un gradient décroissant est généralement observé entre les points *canal* et *référence* et en particulier en automne. En plus de l'effet de la température, le caractère plus côtier de la masse d'eau proche du canal d'amenée favorise certainement le développement des souches bactériennes par la plus forte teneur en matière organique, ainsi qu'en matières en suspensions qui servent de support.

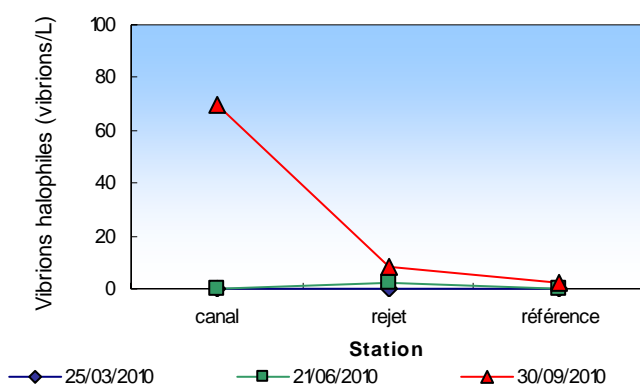


Figure 3.3.7: Dénombrement des vibrions halophiles totaux en 2010

La souche *V. alginolyticus* a été la seule à être identifiée (sans suspicion) cette année (figure 3.3.8). Son évolution annuelle est donc similaire à celles des vibrions halophiles totaux (figure 3.3.7). Le gradient décroissant de la côte vers le large est généralement mis en évidence sur la distribution de cette souche, lorsque le nombre de vibrion est important.

La figure 3.3.8 présente l'évolution des abondances des différentes souches habituellement identifiées aux différents points de suivi depuis 2004. En 2010, seule la souche *Vibrio alginolyticus* a été identifiée (sans suspicion) en été, mais surtout en automne. Les concentrations sont restées très faibles par rapport aux années précédentes.

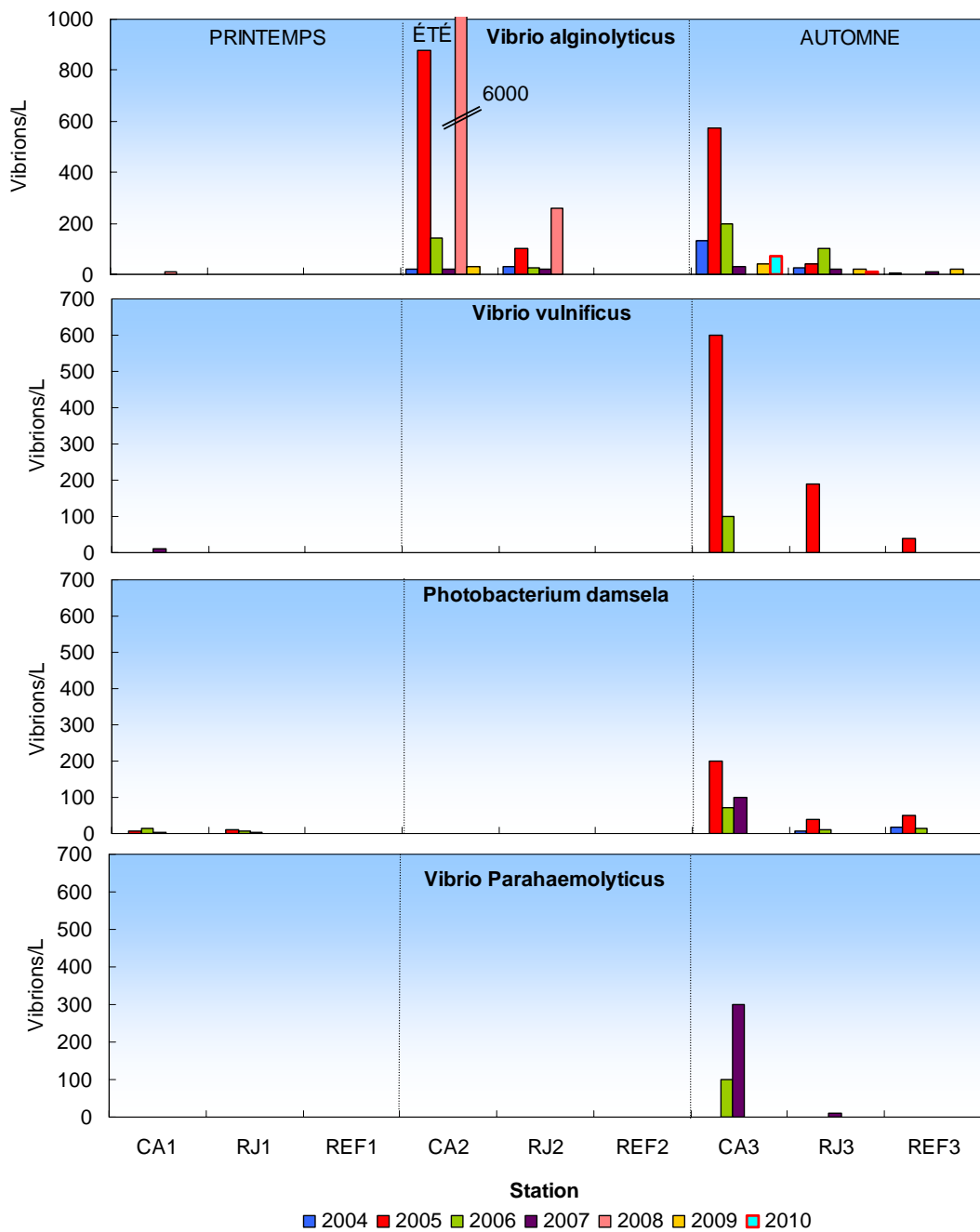


Figure 3.3.8 : Dénombrements des principales souches de vibrions halophiles depuis 2004

3.3.1.7.3 Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles sont réalisés sur les échantillons des eaux proches de la centrale de Flamanville depuis 2004. Au cours de la période 2004-2010, le nombre de données est encore insuffisant pour réaliser une approche statistique robuste sur la distribution des quantités de vibrions halophiles.

3.3.2. Conclusion

L'évolution des concentrations de germes totaux est restée assez constante entre 1992 et 2004 sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant ainsi en évidence la stabilité du système. Le changement de méthode analytique intervenu en 2005, avec l'utilisation de filtres de plus faible porosité, a induit une augmentation du nombre de germes dénombrés. En 2010, les résultats sont légèrement supérieurs à ceux de 2009 sauf en automne. Ils sont toute l'année compris dans la gamme de concentrations observée avant 2005. La distribution des germes totaux en 2010 a été généralement caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large comme habituellement observé.

Le nombre de germes revivifiables est dans l'ensemble en augmentation en 2010 par rapport à 2009. Toutefois, les résultats 2010 restent dans la gamme de concentrations observée en 2009, confirmant ainsi le caractère épisodique de la forte valeur observée au point *canal* en été 2008. En revanche, en automne, les abondances de germes revivifiables sont toujours en augmentation sur ce point. Le nombre de germes est toujours en constante augmentation depuis 2003. Cette année est caractérisée par la plus forte abondance à cette station depuis 1987. Finalement la distribution spatiale reste inchangée avec un gradient décroissant marqué côte-large.

L'identification des vibrions halophiles par la méthode EDF confirme la présence et la dominance des souches de *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette souche a été identifiée surtout en automne mais à des concentrations faibles (< 70 Vibrio/L). Cette année a aussi été caractérisée par une faible suspicion de présence de *Vibrio fluvialis* au point *rejet* en été.

L'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique présente généralement un gradient décroissant entre les points *canal* et *référence*, qui outre l'effet de la température, peut être expliqué par (1) les plus fortes teneurs en matière organique et en MES près des côtes et (2) un plus fort impact des activités humaines en général. Parallèlement, les abondances constatées au point *rejet* se situent entre celles des points *canal* et *référence*, suggérant la continuité du gradient décroissant côte-large.

En conclusion, bien que l'effet de l'augmentation moyenne de la température de l'eau de mer sur toute la Manche pourrait favoriser les développements naturels bactériens, l'augmentation régulière depuis 2003 de l'abondance des germes revivifiables apparaît potentiellement encore préoccupante cette année. Il conviendra donc de suivre encore avec attention l'évolution de ces germes l'année prochaine. Néanmoins, l'étude des divers paramètres du compartiment microbiologique dans son ensemble ne permet pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre marqué du milieu en raison de l'activité de la centrale de Flamanville.

3.4. Phytoplancton

L'étude quantitative de l'activité photosynthétique des peuplements phytoplanctoniques complétée par la détermination de la biomasse, l'identification et le dénombrement des cellules, permet de suivre l'évolution des populations et d'évaluer l'influence des facteurs abiotiques.

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 2010.

3.4.1. Matériels et méthodes

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 § 3.2.1.1. page 35). Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour les points *canal* et *rejet*, et en surface et à mi profondeur pour le point *référence*. A chaque point de prélèvement, trois réplicats sont réalisés pour la production primaire.

3.4.1.1. Mesure de la chlorophylle et de la production primaire

Chlorophylle *a*

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

Les filtres sont ensuite congelés à l'obscurité jusqu'au dosage. 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 3000 tours/min pendant 15 minutes, le surnageant est placé dans une cuve de 5 cm de trajet optique. L'absorption est alors mesurée à différentes longueurs d'onde, dans un premier temps sans acidification, puis après acidification (Aminot et Kérouel, 2004).

Production primaire

Un fluoromètre modulé (Pulse amplitude Modulated –PAM- Walz) permet de mesurer des variations de fluorescence au niveau du photosystème II des cellules phytoplanctoniques et ainsi de déterminer la production potentielle maximale d'un

peuplement *in vivo* (Falkowski et Raven, 2007 ; Sakshaug et al., 1997). Cette méthode permet également d'estimer l'état physiologique 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.

3.4.1.2. 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 sont dénombrées afin d'obtenir une précision d'au moins $\pm 20\%$ (Lund, 1958). Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre.

3.4.1.3. Télédétection satellitaire

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

3.4.2. Résultats

Les résultats obtenus en 2010 sont donnés par le tableau 3.4.1.

		CANAL	REJET	REFERENCE	
				surface	mi-prof.
25-mars	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	2.15	3.84	1.52	1.74
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0.39	0.76	0.18	0.27
	rETR (unités relatives)	262	235	225	320
	Microphytoplancton (cel/L)	45300	38700	37600	34300
21-juin	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	2.50	1.49	1.18	2.26
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0.06	0.15	0.05	0.05
	rETR (unités relatives)	132	130	92	200
	Microphytoplancton (cel/L)	52900	50300	83100	46200
30-sept.	Chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$)	0.72	0.76	0.82	0.74
	Phéopigments ($\mu\text{g/L}$)	0.18	0.22	0.09	0.22
	rETR (unités relatives)	187	127	295	290
	Microphytoplancton (cel/L)	19000	16100	9800	10100

Tableau 3.4.1 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques au droit du CNPE de Flamanville en 2010

3.4.2.1. Biomasse chlorophyllienne

3.4.2.1.1 Variations spatiales et saisonnières de la chlorophylle

Au cours de l'année 2010, les valeurs de chlorophylle *a* s'échelonnent entre 0,72 $\mu\text{g/L}$ au point *canal* en septembre, et 3,84 $\mu\text{g/L}$ au point *rejet* en mars (figure 3.4.1). Au mois de mars, la concentration en chlorophylle est plus élevée au point *rejet* (3,84 $\mu\text{g/L}$) par rapport aux points *canal* et *référence*. Un gradient décroissant de la côte vers le large est observé en surface au mois de juin. Le mois de septembre est caractérisé par de très faibles concentrations sur les 3 points (<1 $\mu\text{g/L}$).

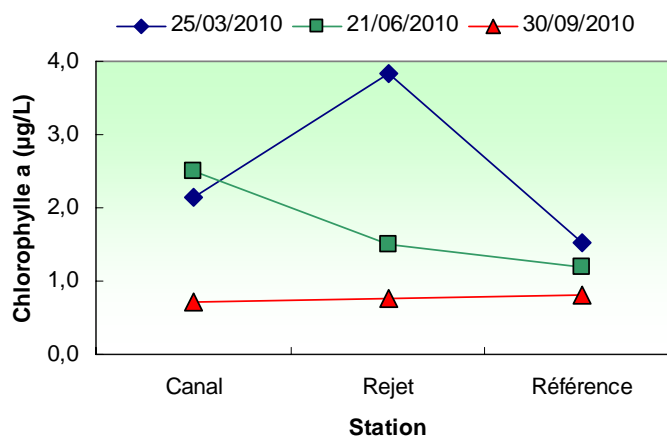


Figure 3.4.1 : Évolution de la chlorophylle lors des trois campagnes de surveillance 2010

3.4.2.1.2 Variations inter-annuelles

Au mois de mars et de juin 2010, les concentrations en chlorophylle sont supérieures à celles observées en 2009 (figure 3.4.2), ces différences sont surtout observables sur les points *canal* et *rejet*. La concentration en chlorophylle enregistrée au mois de mars 2010, au point *rejet* (3,84 µg/L) est la plus forte enregistrée sur ce point à cette saison, depuis le début du suivi. En automne, les valeurs comprises entre 0,72 et 0,82 sont inférieures aux valeurs observées en 2009 sur les points *canal* et *rejet*.

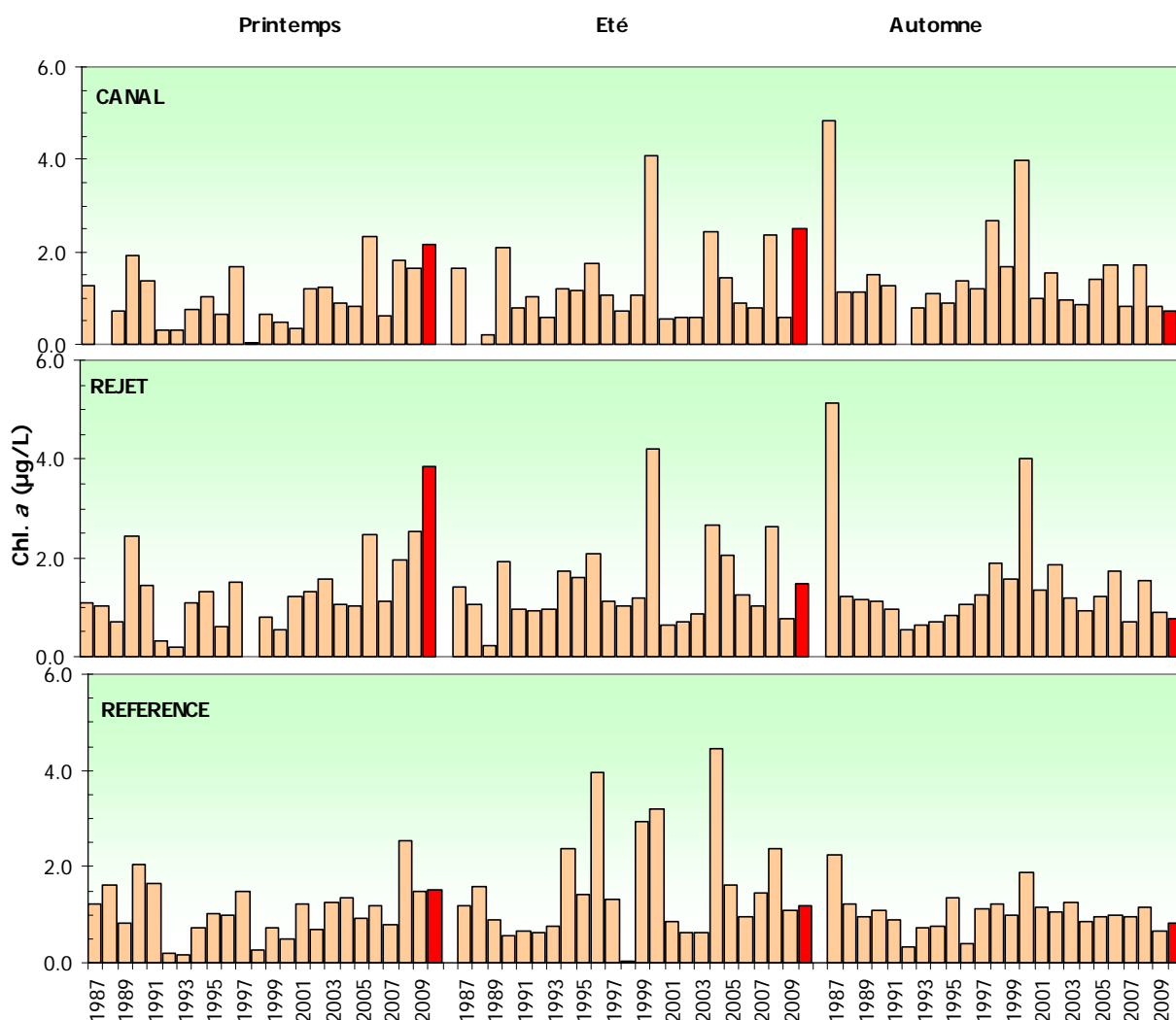


Figure 3.4.2 : Évolution de la chlorophylle de 1987 à 2010 (2010 en rouge)

Au printemps 2010, les concentrations de chlorophylle sont supérieures aux médianes pluriannuelles, en particulier au point *rejet* puisque la valeur maximale depuis 1987, a été observée (figure 3.4.3). En juin, les valeurs enregistrées sur les points *canal* et *rejet* sont supérieures aux médianes pluriannuelles, la concentration de chlorophylle est proche de la médiane pour le point *référence*. En septembre, les résultats obtenus se situent sous la médiane pour les trois points, le point référence est caractérisé par une très faible dispersion des valeurs.

La figure 3.4.3 montre une plus faible dispersion des valeurs au printemps par rapport aux deux autres saisons, même si elle est augmentée par la valeur obtenue sur le point rejet. Les boîtes (50 % des valeurs dans la boîte grise) restent homogènes entre elles avec peu de variabilité sur les trois points. L'été montre une plus forte dispersion avec des boîtes qui restent relativement réduites et dont les tailles sont proches de celles du printemps. Les moustaches par contre, s'étalent vers les fortes valeurs ; les valeurs extrêmes dépassent 4 µg/L. Bien qu'en automne les boîtes soient plus réduites, la forte dispersion des valeurs est toujours présente avec des valeurs maximales jusqu'à cinq fois supérieures à la médiane, ces variations sont essentiellement dues aux dates précoces d'échantillonnage et aux conditions estivales rencontrées, les maximums sont obtenus le 1 septembre 1987 et le 4 septembre 2000.

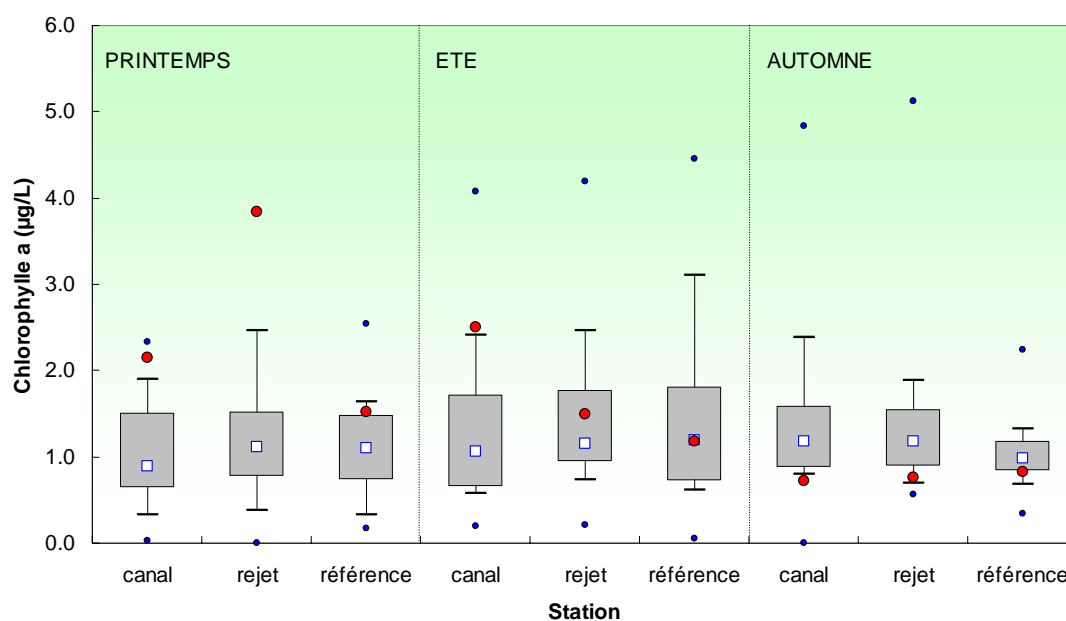


Figure 3.4.3 : Évolution de la chlorophylle (µg/L) et dispersion de 1987 à 2010 (2010 en rouge)

3.4.2.1.3 Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 3.4.2 confirment les tendances pluriannuelles déjà mises en évidence dans la figure 3.4.2. Une différence significative est observée en automne entre le point *référence* et les deux autres points. Au printemps et en été, la situation s'inverse, une différence significative entre les points *canal* et *rejet* est alors observée.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,004	0,006	0,572
REFERENCE / REJET	0,242	0,588	0,004
CANAL / REFERENCE	0,537	0,284	0,012

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

Tableau 3.4.2 : « *p-value* » des tests statistiques sur la chlorophylle

3.4.2.1.4 Approche par imagerie satellite

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenue par les cameras SeaWiFS et MODIS permettent de suivre l'évolution mensuelle des développements phytoplanctoniques en Manche. Ces images affichent, pour chaque pixel, la moyenne des valeurs obtenues entre 1998 et 2007 (figure 3.4.4). Les observations de 2010 (Fig. 3.4.5) 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 de Veys et à l'embouchure de la Seine, tandis que le développement en baie de Somme descend jusqu'à Dieppe. La zone comprise entre Antifer et Saint Valéry en Caux reste la moins affectée par ces développements. La région ouest du Cotentin est caractérisée par une hausse des concentrations en chlorophylle. En mai, toutes les zones côtières sont caractérisées par les plus fortes concentrations annuelles. Des concentrations supérieures à 2 µg/L sont observées au large des baies de Seine et de la Somme. De Granville à la pointe de Jobourg les valeurs de chlorophylle commencent déjà à diminuer lentement. Au mois de juin, les concentrations en chlorophylle diminuent sur les côtes anglaises, mais restent sensiblement similaires à celles de mai en France. Un développement phytoplanctonique de forte étendue est par ailleurs observé entre la pointe de la Bretagne et la Cornouaille anglaise.

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

Le début d'efflorescence, présent en juin au milieu de la Manche occidentale, est maintenant mieux développé. C'est dans cette région que chaque année, suite à la stratification de la colonne d'eau, de fortes efflorescences de dinoflagellés apparaissent. Les plus fortes concentrations en chlorophylle du mois d'août se situent à l'embouchure de la Seine et de la Somme ; une diminution sensible est perceptible dans la partie occidentale de la baie de Seine. Cette diminution se poursuit en septembre, avec des eaux de plus en plus pauvres en chlorophylle. Une faible activité phytoplanctonique subsiste cependant sur la côte ouest du Cotentin. D'octobre à décembre les eaux deviennent de plus en plus bleues. La côte orientale de l'Angleterre et le fond des grandes baies, comme celle de la Tamise, sont toutefois encore caractérisées par des concentrations supérieures à 2 µg/L.

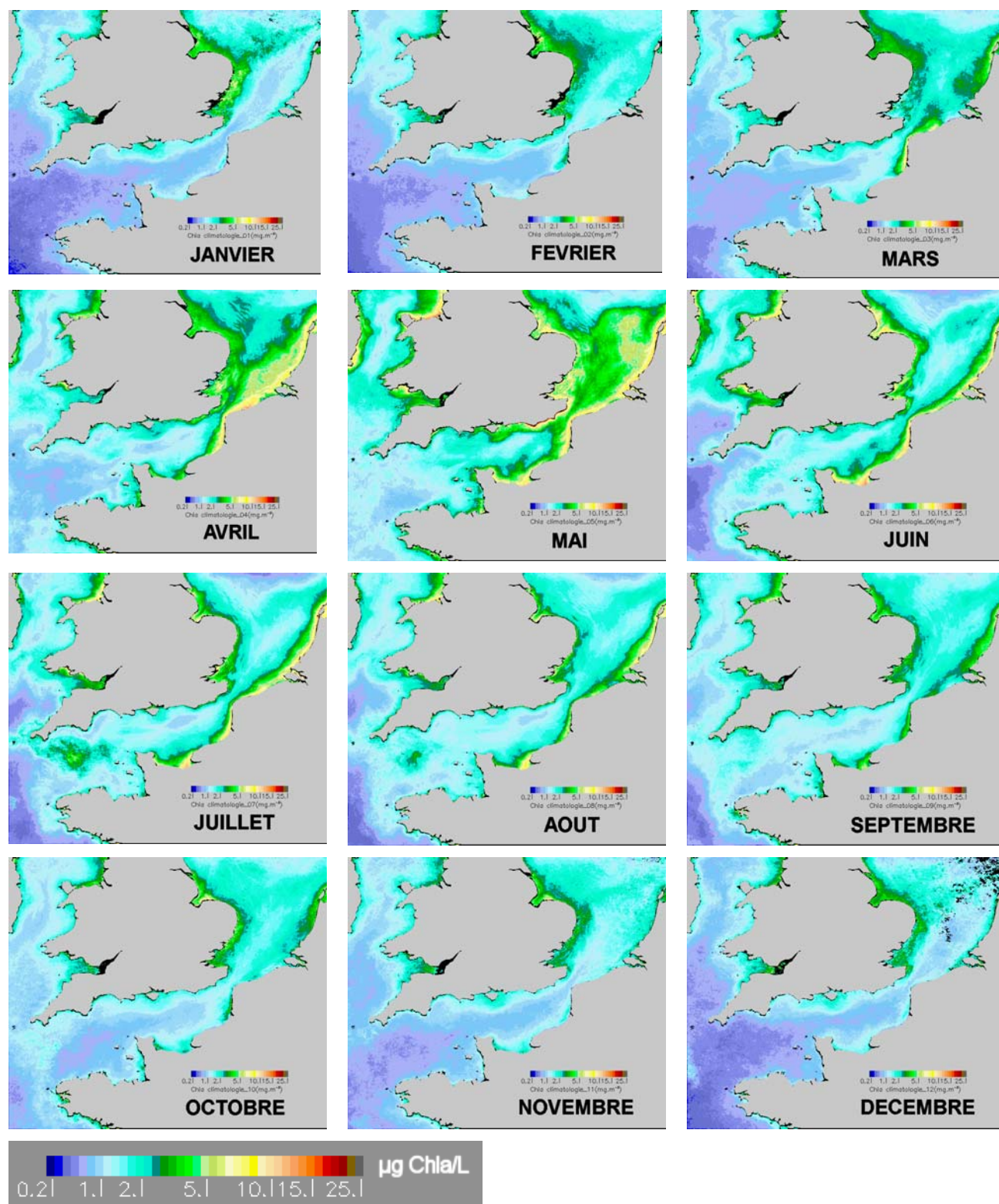
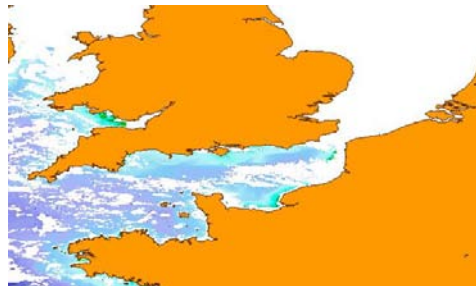
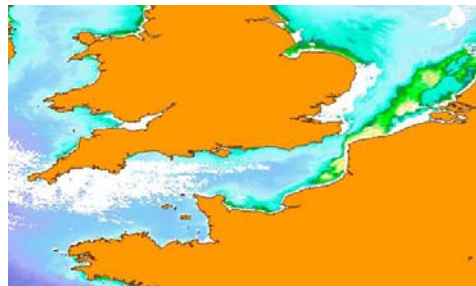


Figure 3.4.4 : Climatologie mensuelle de la chlorophylle a en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer

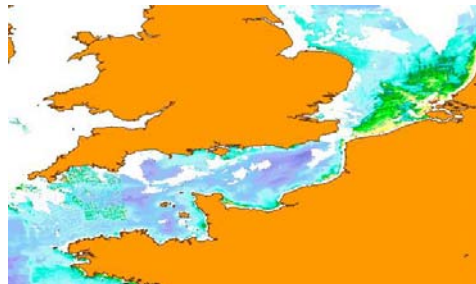
A :26 février 2010



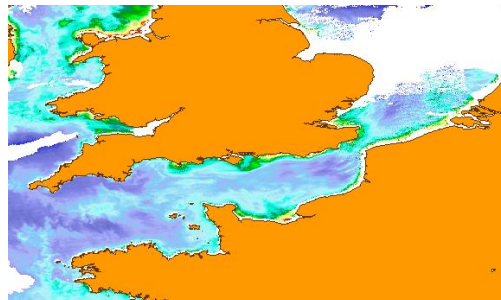
B :07 mars 2010



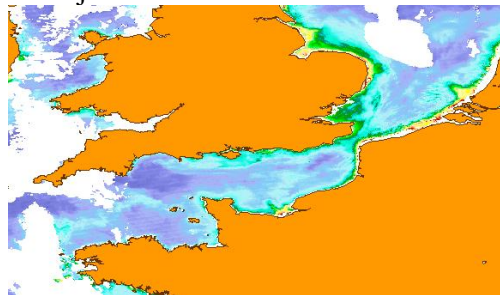
C : 09 avril 2010



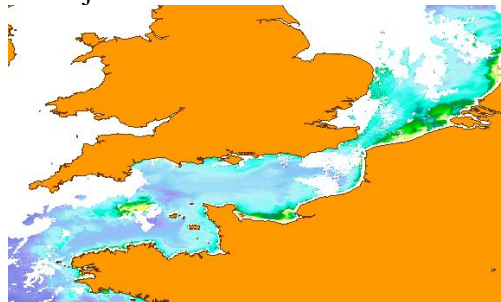
D 24 mai 2010



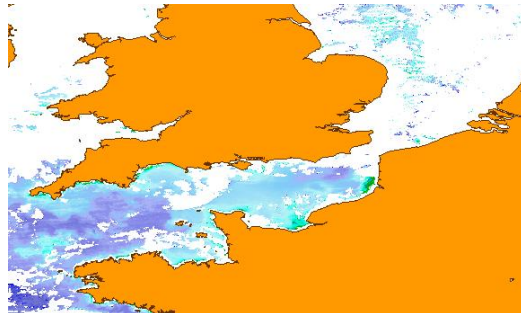
E :04 juin 2010



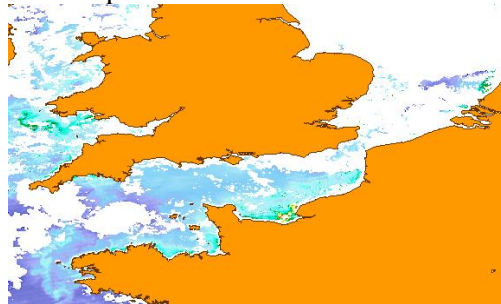
F : 18 juillet 2010



G :28 août 2010



H :17 septembre 2010



I :12 octobre 2010

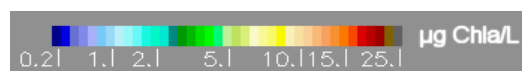
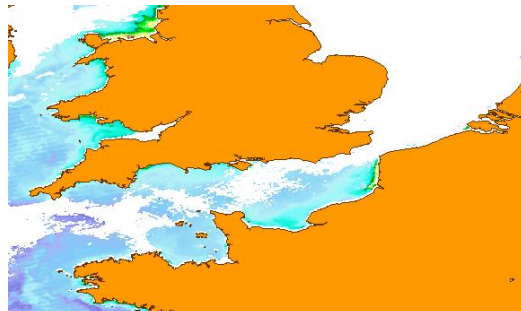


Figure 3.4.5 : Série d'images 2010 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour obtenir les concentrations en chlorophylle (Ifremer)

La comparaison des images obtenues en 2010 par rapport à la climatologie 1998-2007, indique que les variations observées en 2010 se situent globalement dans la moyenne pluriannuelle. Elles sont conformes à la dynamique décrite par la climatologie mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche, avec toutefois un développement précoce visible sur l'image du 7 mars.

3.4.2.2. Production primaire

La nouvelle méthode d'évaluation de la production primaire potentielle, utilisée pour la première fois lors des campagnes 2007, permet d'évaluer le paramètre (rETR) pour les trois campagnes annuelles 2010 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.

3.4.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières de la production primaire (rETR)

Les valeurs de production primaire potentielle (rETR) mesurées en 2010 sont comprises entre 92 en juin au point *référence*, et 295 au point *référence* en septembre (figure 3.4.6).

En mars les valeurs de rETR obtenues sur les 3 points varient peu elles se situent entre 225 sur le point *référence* et 262 sur le point *canal*. En juin, les valeurs sont faibles en surface, elles varient entre 132 sur le point *canal* et un minimum de 92 sur le point *référence*. En automne, le maximum 295 est observé sur le point *référence* et le minimum 127 sur le point *rejet*.

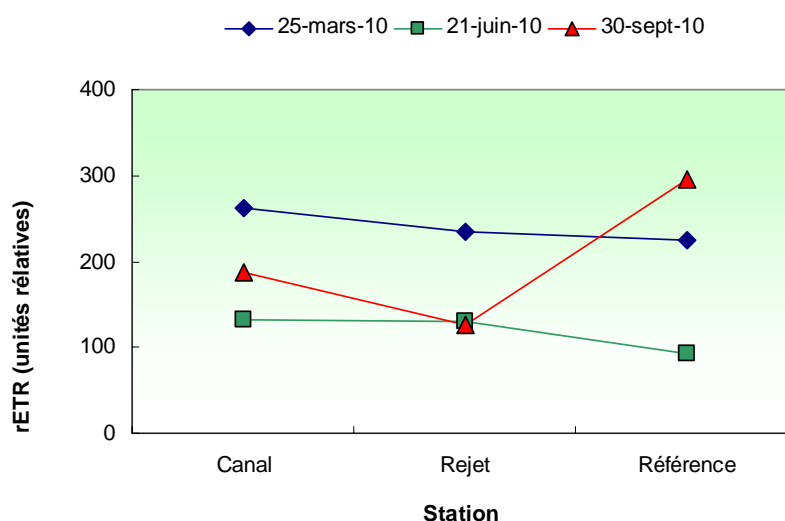


Figure 3.4.6 : Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2010

3.4.2.2 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 3.4.3. Les valeurs obtenues ne mettent pas en évidence de différences significatives.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,293	0,104	0,918
REFERENCE / REJET	0,827	0,625	0,554
CANAL / REFERENCE	0,624	0,924	0,303

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

Tableau 3.4.3 : « $p\text{-value}$ » des tests statistiques sur rETR

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

Les plus fortes valeurs de l'efficacité quantique (0,57) ont été observées au mois de mars au point rejet et au mois de septembre au point canal. La valeur minimale a été mesurée en juin au point référence (0,18) indiquant un mauvais état physiologique du peuplement phytoplanctonique et des cellules en phase de sénescence. A la même date, sur le point canal, l'indice de qualité physiologique est à considérer comme "médiocre" (0,41).

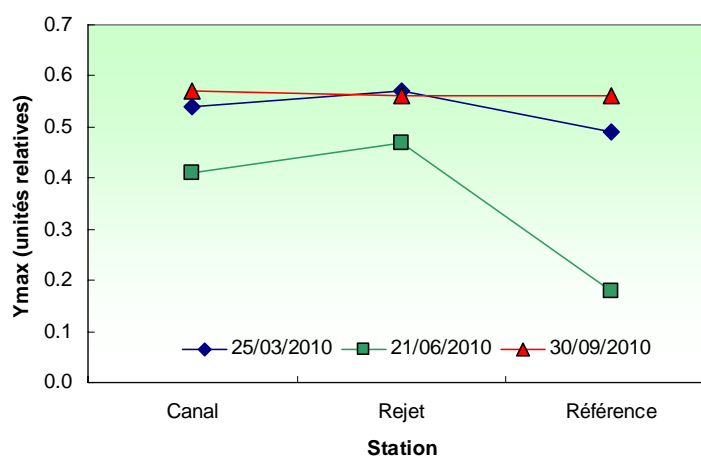
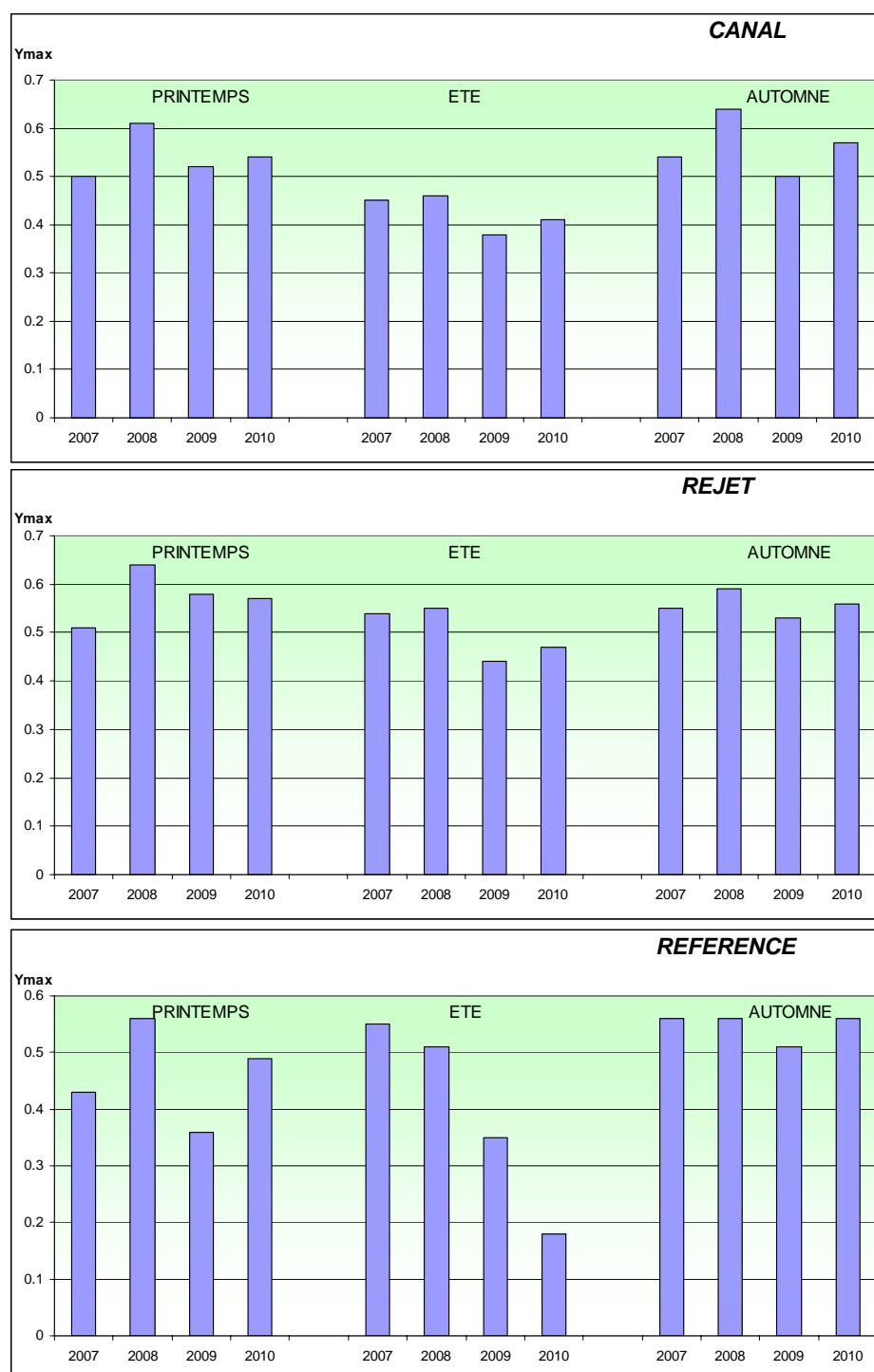


Figure 3.4.7 : Évolution des valeurs d'efficacité quantique (Y_{\max}) lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2010

L'état physiologique général des peuplements en mars et septembre peut être décrit comme en bon état (0,49 à 0,57) dans les eaux proches de Flamanville. Les plus faibles valeurs de Y_{\max} enregistrées en juin suggèrent des carences en nutriments. Cette situation est fréquente dans les eaux à caractère océanique de l'ouest Cotentin en été, c'est en effet durant cette saison et sur le point référence que les valeurs de Y_{\max} fluctuent le plus (figure 3.4.8).

Figure 3.4.8 : Évolution des valeurs de Y_{max} de 2007 à 2010

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, produit une mortalité massive des cellules. La mesure de Y_{max} permet une véritable estimation de l'état physiologique des peuplements présents au point rejet. Il est donc intéressant de remarquer que les valeurs de Y_{max} à ce point sont supérieures ou identiques à celles des autres points. Ceci était très difficile à vérifier expérimentalement avec seulement des mesures de biomasse chlorophyllienne, principalement en raison d'une variabilité spatiale très importante. Plus d'années seront nécessaires pour observer une réelle

tendance s'il en existe une. Mais les résultats obtenus depuis 2007 n'indiquent pas que les peuplements phytoplanctoniques sont significativement 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 vraisemblablement quantifiables.

3.4.2.2.4 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre le point *canal* et les points *rejet* et *référencere* aux différentes saisons. Une seule différence significative est mise en évidence entre le point référence et le point rejet au printemps, les valeurs Y_{max} obtenues sur le point référence étant toujours inférieure à celle observée au point rejet.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,051	0,095	0,789
REFERENCE / REJET	0,046	0,217	0,353
CANAL / REFERENCE	0,052	0,73	0,553

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

En caractère gras : probabilité associée $p < 0,05$ = différence significative

Tableau 3.4.4 : Probabilité associée p des test statistiques sur la production primaire

3.4.2.3. Microphytoplancton

3.4.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières du microphytoplancton

Les dénombrements microphytoplanctoniques effectués en 2010 sont présentés en figure 3.4.9. Ils sont exprimés en nombre de cellules par litre d'eau de mer. En mars, l'abondance varie entre 45300 et 37600 cellules par litre sur les trois points, avec un faible gradient décroissant côte-large. La plus forte abondance a été observée en juin sur le point *référence* avec 83100 cellules par litre, et la plus faible, sur le même point au mois de septembre avec 9800 cellules par litre.

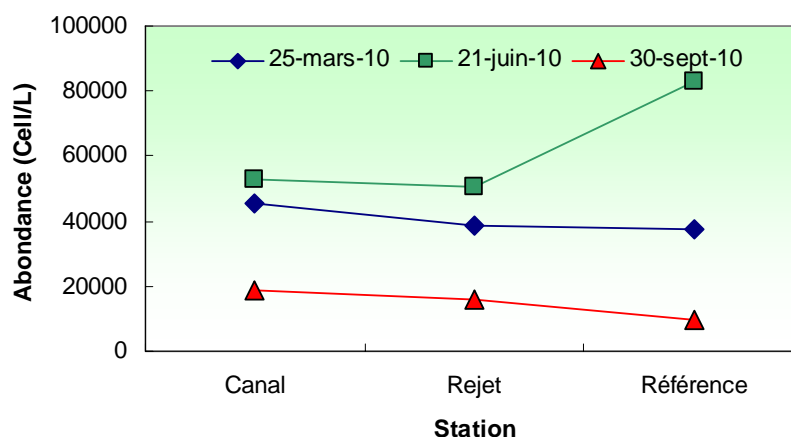


Figure 3.4.9 : Abondances microphytoplanctoniques pour l'année 2010 en nombre de cellules/L d'eau de mer

3.4.2.3.2 Variations inter-annuelles

En mars, l'abondance mesurée sur tous les points est plus faible qu'en 2009, pour trouver des valeurs similaires sur le point *canal* il faut remonter à 2003. Au mois de juin, l'abondance est à nouveau plus élevée mais seulement sur le pont *canal* et sur le point *référence*. Les valeurs de septembre sont extrêmement faibles pour la deuxième année consécutive. La valeur la plus faible, 9800 cellules par litre, a été observée sur le point *référence* (figure 3.4.10), c'est le minimum enregistré depuis 1987.

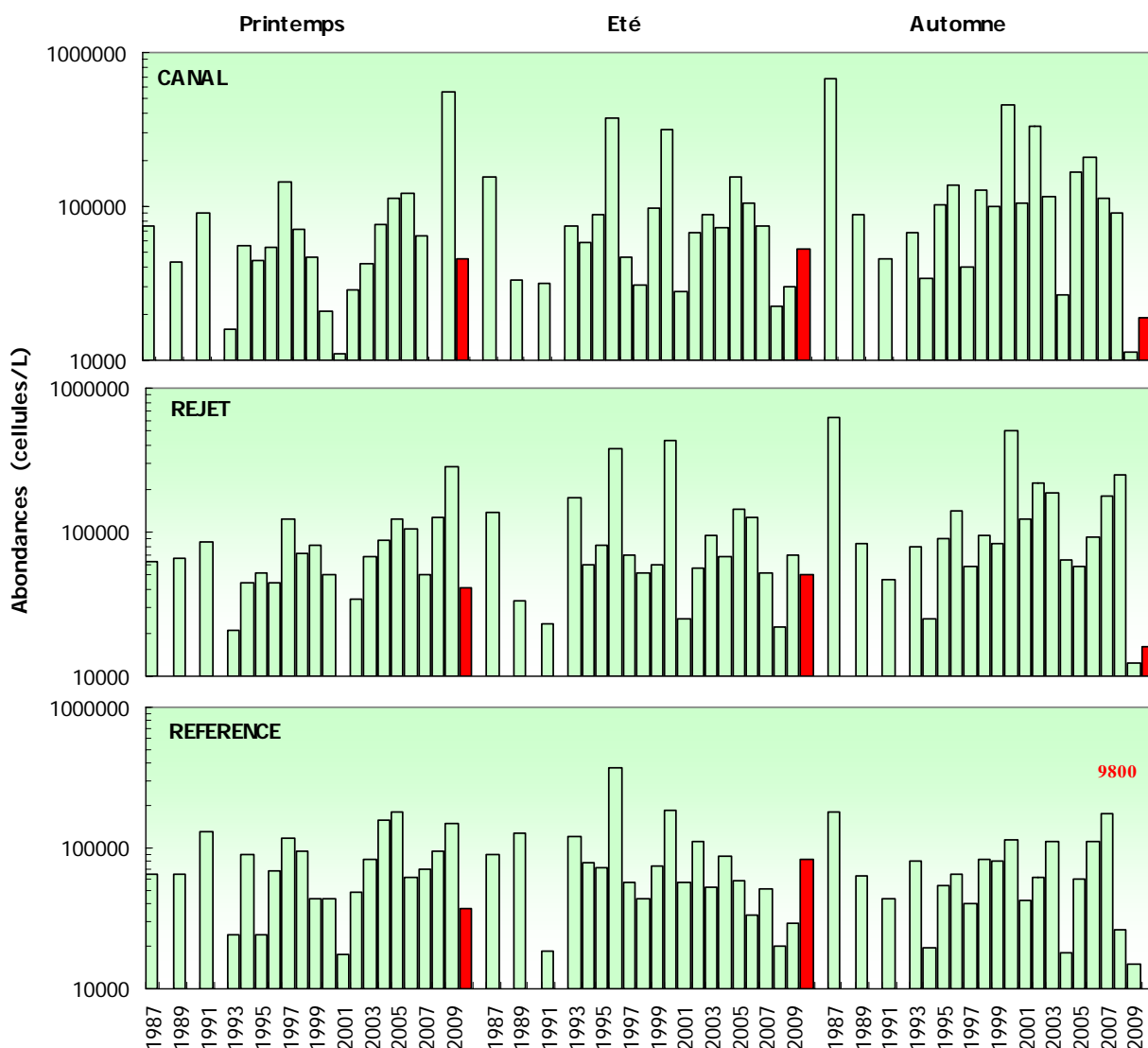


Figure 3.4.10 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2010

Suivant le schéma déjà mis en évidence par la chlorophylle a, l'abondance phytoplanctonique présente les plus faibles valeurs en septembre (figure 3.4.9). En juillet et septembre, la dispersion des valeurs autour de la médiane est jusqu'à six fois supérieure. Cette dispersion n'est pas homogène. Les boîtes contenant 50 % des valeurs sont relativement réduites et se situent dans la zone des faibles valeurs en été et en automne. Au cours de ces deux périodes, la variabilité peut donc être plus forte pour certaines années. L'année 2010 correspond à une année de faible abondance en particulier en mars et septembre. Seule la valeur observée au point *rejet* en juin est

supérieure à la valeur de la médiane. En juin, l'abondance observée sur le point *référence* est inférieure à la médiane pluriannuelle, mais elle est supérieure aux valeurs de 2008 et de 2009 (respectivement 19800 cell/L en 2008, 28800 cell/L en 2009 et 34300 cell/L en 2010). En septembre, les abondances sont les plus faibles mesurées depuis 1987 sur les points rejet et référence. Sur le point canal la valeur la plus faible a été enregistrée en 2009 avec 11400 cell/L, en 2010, 16100 cell/L constitue la deuxième valeur minimale.

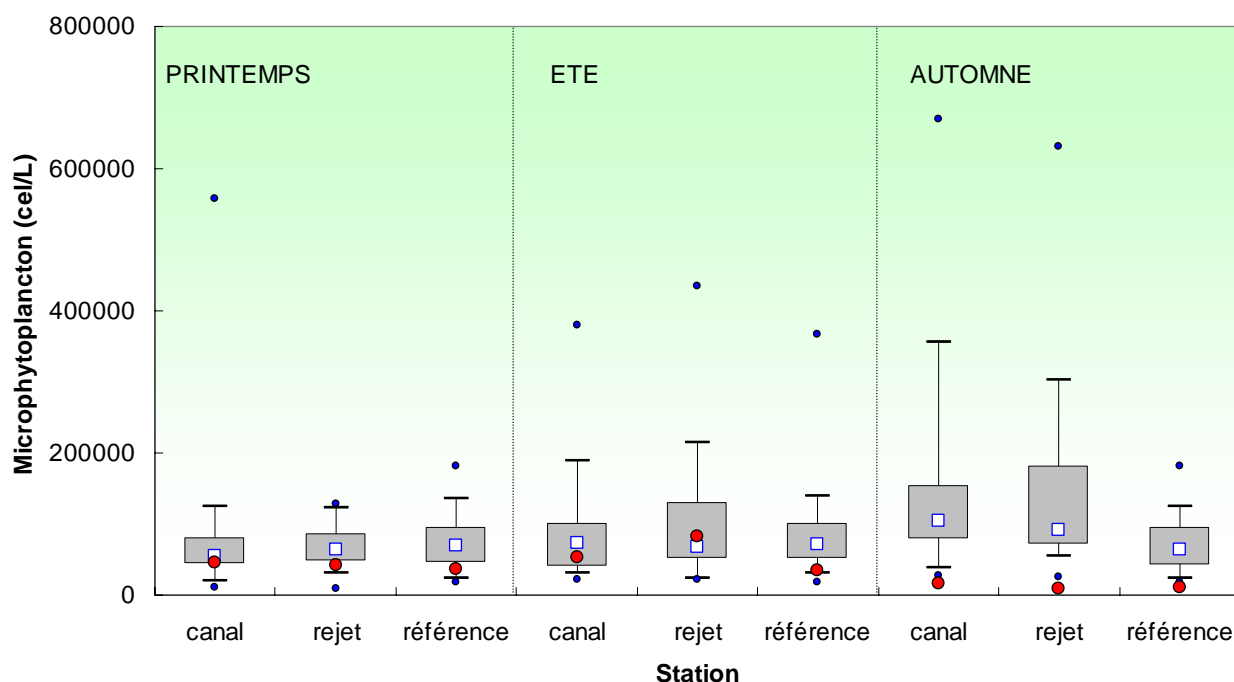


Figure 3.4.11 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2010. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

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 tels 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.

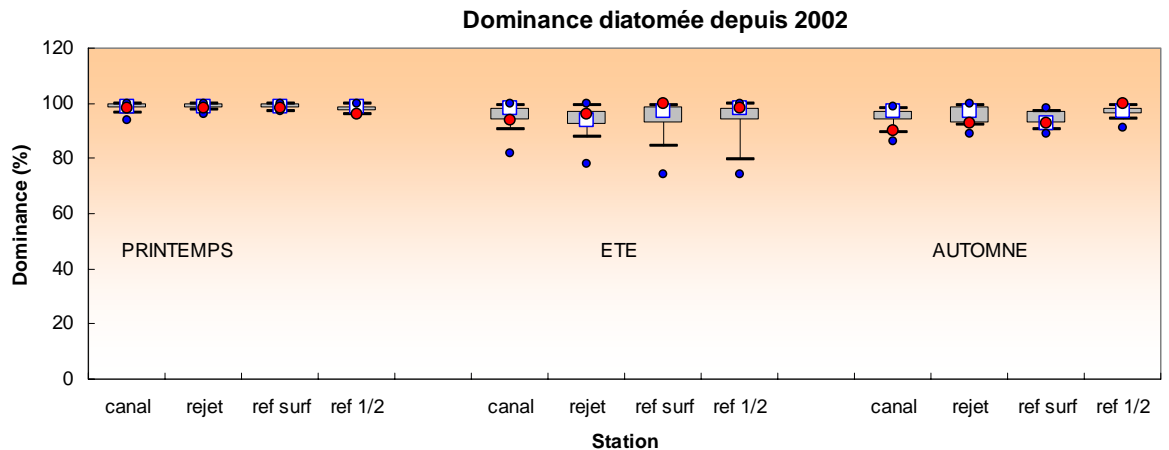


Figure 3.4.12 : Distribution des dominances de diatomées par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

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 3.4.12 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des diatomées depuis 2002. En 2010, les diatomées représentent entre 94 et 98 % de la population microphytoplanctonique. 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.

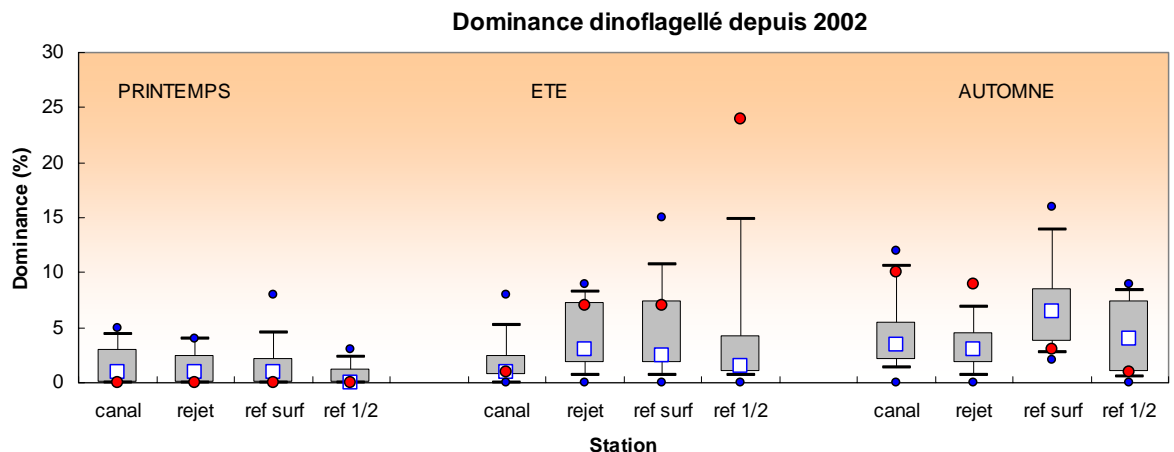


Figure 3.4.13 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2010 (●)

Les dinoflagellés, bien que minoritaires dans les eaux atlantiques, sont capables de développements rapides qui peuvent conduire à des perturbations majeures de l'écosystème. Les plus fortes dominances ont été observées en été et automne, au moment où les nutriments ont été largement assimilés par les diatomées et la masse

d'eau est plus stable. La figure 3.4.13 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des dinoflagellés depuis 2002. Les plus faibles valeurs et dispersions sont enregistrées lors de la campagne de printemps. Les fortes dispersions de juin et septembre mettent en évidence la forte variabilité de ce paramètre à cette époque de l'année.

En 2010, c'est au mois de septembre sur le point *canal* que la dominance des dinoflagellés 9% est la plus forte, la valeur obtenue sur ce point est située au dessus de la médiane en septembre mais aussi en juin.

3.4.2.3.3 Approche statistique

Les tests statistiques du tableau 3.4.5 confirment l'existence d'une différence significative mise en évidence depuis plusieurs années entre le point *référence* et les deux autres points au mois de septembre.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ETE	AUTOMNE
CANAL / REJET	1,000	0,881	0,941
REFERENCE / REJET	0,49	0,32	0
CANAL / REFERENCE	0,202	0,419	0,002

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

Tableau 3.4.5 : « p-value » des tests statistiques sur l'abondance phytoplanctonique

3.4.2.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2010

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 synthétisée en 4 grandes classes : Diatomées, Dinoflagellés, Euglénophycées et Silicoflagellés. En 2010, les diatomées constituent la classe dominante et représentent plus de 90 % de la communauté microphytoplanctonique (tableau 3.4.6).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON				TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés			
IGA 2010-1	canal	44300	800	200	0	45300	2	98
IGA 2010-1	rejet	40400	900	0	0	41300	2	98
IGA 2010-1	ref surf	36800	800	0	0	37600	2	98
IGA 2010-1	ref 1/2 prof.	33000	1200	0	100	34300	3	96
IGA 2010-2	canal	49800	2600	300	200	52900	5	94
IGA 2010-2	rejet	48500	1500	300	0	50300	3	96
IGA 2010-2	ref surf	82900	100	0	100	83100	0	100
IGA 2010-2	ref 1/2 prof.	45100	500	600	0	46200	1	98
IGA 2010-3	canal	17100	1800	100	0	19000	9	90
IGA 2010-3	rejet	15000	700	200	200	16100	4	93
IGA 2010-3	ref surf	9100	600	0	100	9800	6	93
IGA 2010-3	ref 1/2 prof.	10000	0	100	0	10100	0	100

Tableau 3.4.6 : Abondances des principales classes algales (cellules/L) pour l'année 2010

L'essentiel du microphytoplancton est composé par des diatomées sur les zones côtières de l'Atlantique nord-est. Cependant il faut garder à l'esprit que bien souvent la fraction nanophytoplanctonique (espèces algales dont la taille est comprise entre 2 µm et 20 µm), difficilement accessible par microscopie optique, peut devenir majoritaire, tant par son abondance que sa biomasse (Lampert, 2001).

Les Cryptophycées, représentantes du nanophytoplancton, ont été dénombrées avec des abondances variables pouvant atteindre 39000 cellules/ L en juin, ces valeurs sont plus faibles qu'en 2009.

Les principales espèces dénombrées en 2010 ont été les suivantes :

Mars 2010 :

Les diatomées ont représenté 98% de la communauté phytoplanctonique de surface, avec des abondances variant entre 44300 cellules par litre sur le point *canal*, 40400 cell/L sur le point *rejet* et 36800 cell/L sur le point *référence* en surface. Le genre *Thalassiosira* et en particulier l'espèce *T. levanderii* domine largement la communauté microphytoplanctonique en mars avec une dominance allant de 77 % pour le point *rejet* correspondant à 27200 cell/L (tableau 3.4.7), les valeurs observées pour ce genre sont plus faibles sur le point *référence* où sont dénombrées des chaînes de diatomées du genre *Plagiogramma*. L'espèce *Nitzschia longissima* a été recensée sur les 3 points à des concentrations moindres, elle représente entre 6 et 12% des diatomées dénombrées.

Les autres groupes microphytoplanctoniques représentent entre 2 et 3% de l'abondance, entre 800 et 2600 cellules par litre de dinoflagellés ont été déterminées. Des cellules d'euglènes ont été observées uniquement sur le point *canal*. Des silicoflagellés (Dictyochales), ont été déterminés en faible quantité au point *référence* mi-profondeur.

Les cryptophycées, appartenant à la flore nanophytoplanctonique présentent des valeurs faibles lorsqu'elles sont observées, avec un maximum de 7200 cellules/ L sur le point *référence* en surface.

Campagne	Station	DIATOMÉES									Cumul %
		RHIZ	MELO	NITZ	CHAE	THAL	SKEL	ples gyr	PLAG	PSNZ	
IGA 2010-1	canal	0	0	6	12	65	0	0	0	1	84
IGA 2010-1	rejet	1	0	10	0	77	0	0	0	0	88
IGA 2010-1	ref surf	3	0	11	3	37	0	0	26	2	82
IGA 2010-1	ref 1/2 prof.	1	0	12	3	15	0	0	56	3	90
IGA 2010-2	canal	61	0	0	0	0	0	27	0	8	96
IGA 2010-2	rejet	51	0	0	2	0	1	34	0	11	99
IGA 2010-2	ref surf	66	0	0	0	1	0	22	0	9	98
IGA 2010-2	ref 1/2 prof.	55	0	1	1	0	0	31	0	8	96
IGA 2010-3	canal	5	5	13	5	30	22	10	0	0	90
IGA 2010-3	rejet	3	13	11	13	31	18	4	0	0	93
IGA 2010-3	ref surf	8	14	15	10	28	0	8	0	0	83
IGA 2010-3	ref 1/2 prof.	4	2	23	33	8	17	7	0	2	96

Clefs : **Rhiz** : *Rhizosoleniaceae* ; **Melo** : *Melosiraceae* ; **Nitz** : *Nitzschia* sp ; **Chae** : *Chaetoceros* sp ; **Thal** : *Thalassiosira* sp ; **Skel** : *Skeletonema* sp ; **Ples gyr** : *Pleurosigma* sp ; **Plag** : *Plagiogramma* sp ; **PSNZ** : *Pseudonitzschia* sp

Tableau 3.4.7 : Abondances des principaux genres de diatomées pour l'année 2010

Juin 2010 :

Les diatomées dominent la population microphytoplanctonique avec une dominance comprise entre 94 % au point *canal* et 100 % au point *référence* (tableau 3.4.7). Comme chaque été, la famille des *Rhizosoleniaceae* est la plus représentée avec des dominances comprises entre 66 et 51 %. Ce genre est essentiellement représenté par *Guinardia delicatula* cette espèce était auparavant nommée *Rhizosolenia delicatula*, elle a atteint 53600 cellules par litre sur le point *référence*. Le développement de *Rhizosolenia delicatula* a déjà été observé dans les eaux des côtes Atlantiques et de la Manche (Klein et Sournia, 1987). Une grosse diatomée du genre *Pleurosigma* a été observée, elle représentait entre 27 et 34 % des diatomées présentes en juin. Le genre *Pseudo-nitzschia* a été identifié dans les prélèvements effectués, cette diatomée pennée peut être à l'origine de production de toxines (syndrome ASP), mais elle n'a jamais dépassé la concentration de 7600 cell/L.

Lors de cette campagne, les dinoflagellés présentent un maximum de 5 % de l'abondance microphytoplanctonique au point *canal* (2600 cellules/L). Les genres les plus rencontrés ont été, *Heterocapsa*, *Prorocentrum* et *Scripsiella*.

600 cellules/L d'euglènes ont été recensées au niveau du point *référence* mi profondeur, aucune cellule en surface, 300 cell/L sur les deux autres points. Les silicoflagellés ont été observés à des faibles concentrations sur le point *canal*, 200 cell/L et sur le point *référence* surface, 100 cell/L.

Les cryptophycées ont atteint une abondance maximale de 39000 cellules/L au point *canal*.

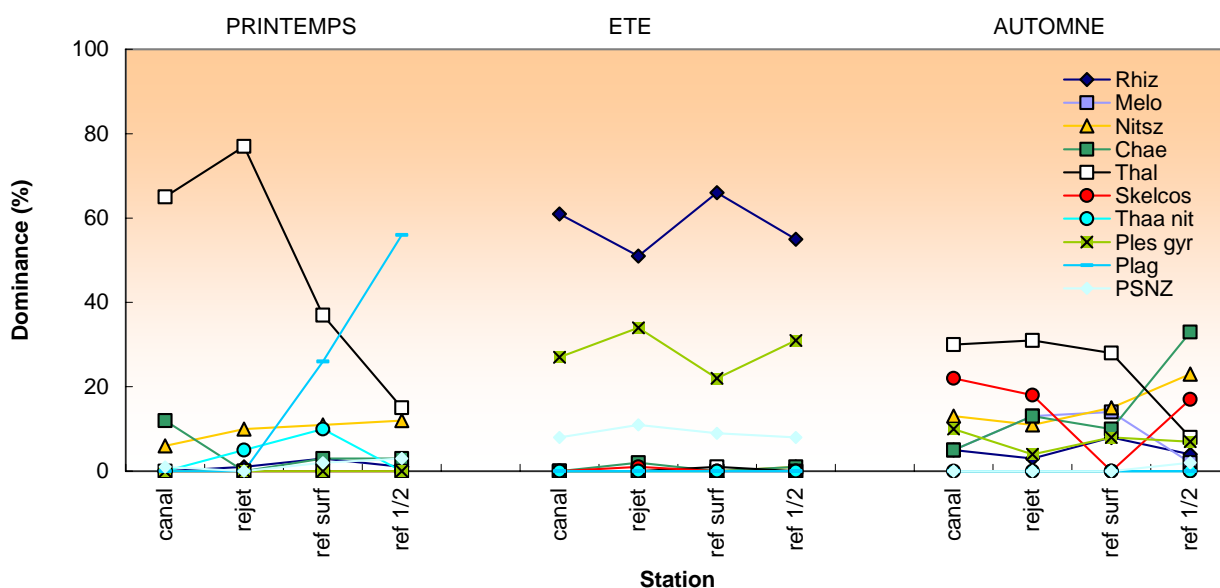


Figure 3.4.14 : Distribution des abondances en diatomées pour l'année 2010

Septembre 2010 :

Les diatomées dominent la population microphytoplanctonique entre 93 et 100 %. La structure de la communauté de diatomées est très hétérogène et multispécifique à cette saison. Le point *canal* est dominé par les genres *Thalassiosira* (30 %) et *Skeletonema* (22 %). Sur le point *rejet* cinq genres *Paralia* (13%), *Nitzschia* (11%), *Chaetoceros* (13%), *Skeletonema* (18%) et *Thalassiosira* (31%) atteignent des concentrations qui représentent plus de 10%. Au point *référence*, en surface, les genres *Thalassiosira*

(28 %), *Paralia* (14%), *Nitzschia* (15%), *Chaetoceros* (10%) ont été identifiés. A mi-profondeur, la communauté est différente par rapport à la surface, elle est dominée par *Chaetoceros* (33%), *Nitzschia* (23%) et *Skeletonema* (17 %).

Les dinoflagellés représentent 9% de la communauté au point *canal* mais ils sont absents au point *référence* à mi profondeur. Au point *rejet* et *référence* surface les dinoflagellés atteignent 700 et 600 cellules par litre. Les genres les mieux représentés en septembre ont été *Gymnodinium*, *Heterocapsa*, *Prorocentrum* et *Scrippsiella*.

Des euglènes sont présentes aux points *canal* (100 cell/L) et *rejet* (200 cell/L) mais pas au point *référence* surface. Les silicoflagellés (Dictyochales) ont été déterminés aux points *rejet* 200 cell/ L et *référence* surface 100 cell/L.

Les cryptophycées sont faiblement représentées sur les points en surface, le maximum est obtenu sur le point *référence* surface avec une concentration de 2500 cell/L.

3.4.3. Comparaison des résultats obtenus aux points *canal* et *rejet*

Le calcul du *déficit* de chlorophylle, de production primaire et d'abondance phytoplanctonique au point *rejet* par rapport au point *canal* se calcule 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 de 2010 pour les trois paramètres précités, les déficits obtenus sont présentés dans le tableau 3.4.8. Une valeur positive exprime un déficit au point *rejet* par rapport au point *canal*.

(%)	Chlorophylle a	Production Primaire	Microphytoplancton
25-mars-10	-79	10	15
21-juin-10	40	2	5
30-sept-10	-6	32	15

Tableau 3.4.8 : Déficit des trois paramètres étudiés entre les points *canal* et *rejet*

Seule la chlorophylle du point *rejet* en mars et en septembre n'apparaît pas en déficit. Les points restants ont enregistré des valeurs inférieures au point *rejet* par rapport au *canal*.

Ces différences peuvent s'expliquer par deux phénomènes, l'un à caractère spatial et l'autre temporel. Premièrement, les caractéristiques de la masse d'eau du *rejet* peuvent résulter du mélange des eaux des points *canal* et *référence*. Deuxièmement, le temps de transit de l'eau de mer entre les points *canal* et *rejet* est de quelques heures, alors que les prélèvements sont faits à 30 minutes d'intervalle. Les valeurs ainsi obtenues peuvent donc aussi s'expliquer par la variabilité spatio-temporelle naturellement observée dans le milieu marin.

3.4.4. Conclusion

La biomasse chlorophyllienne varie de 0,72 µg/L à 3,84 µg/L sur l'ensemble des points et des campagnes. Au mois de juin, un gradient croissant côte-large a été observé. En septembre les valeurs sont homogènes et comprise entre 0,72 et 0,82 µg/L. En mars 2010 au point *rejet* la concentration (3,84 µg/L) est la plus élevée jamais observée sur ce point depuis le début du suivi. Elle est alors la plus forte enregistrée à ce point à cette saison depuis le début du suivi. Cette valeur vient contrarier la plus faible dispersion des valeurs au printemps par rapport aux deux autres saisons. Durant les campagnes menées pour les deux autres centrales (Paluel Penly) les valeurs observées en mars ont été élevées et ont constitué pour plusieurs d'entre elles le maximum enregistré. Ces observations confirment l'analyse faite d'après les images satellites, et valident l'hypothèse d'un développement précoce du phytoplancton en mars 2010.

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 mesurées en 2010 sont comprises entre 92 en juin au point référence, et 295 au point référence en septembre. Elles sont caractérisées par les faibles valeurs observées en juin. Les valeurs de l'efficacité quantique observées aux mois juin sont elles aussi plus faibles et suivent la même tendance, sur le point référence la valeur de 0,18 observée traduit un mauvais état physiologique des peuplements phytoplanctoniques. Ces faibles valeurs suggèrent des carences en nutriments. Cette situation est fréquente dans les eaux à caractère océanique de l'ouest Cotentin en particulier en été.

Les plus fortes abondances microphytoplanctoniques ont été observées sur le point référence en juin avec 83100 cellules par litre. En mars, l'abondance mesurée sur tous les points est plus faible qu'en 2009 avec un maximum de 45300 cellules par litre, pour mémoire, sur le point canal en mars 2009, 558100 cellules par litre avaient été dénombrées. Les valeurs de septembre sont extrêmement faibles pour la deuxième année consécutive.

Comme en 2009 et 2008, et contrairement aux années précédentes, où l'espèce *Skeletonema costatum* dominait, c'est le genre *Thalassiosira* qui domine les diatomées en mars. En été, ce peuplement est remplacé par des *Rhizosoleniaceae*. L'espèce majoritaire *Guinardia delicatula*, auparavant nommée *Rhizosolenia delicatula* est classiquement décrite dans les eaux des côtes atlantiques et de la Manche. Le mois de juin est également caractérisé par la présence des genres *Pleurosigma*, *Pseudonitzschia*. Au mois de septembre, la communauté de diatomées est très hétérogène entre les points. Ce sont les genres *Thalassiosira*, *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Nitzschia* et *Pleurosigma* qui composent l'essentiel du cortège floristique.

En 2010, la dominance des dinoflagellés sur les peuplements phytoplanctoniques était plus marquée en septembre mais le maximum de cellules a été obtenu en juin avec 2600 cellules par litre. Les genres les mieux représentés à cette saison sont *Gymnodinium*, *Heterocapsa*, *Prorocentrum* et *Scrippsiella*.

Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle des eaux de l'Atlantique. A partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2010, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Flamanville.

3.5. 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.

3.5.1. Matériels et méthodes

En 2010, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 25 mars, 21 juin et 30 septembre. Lors de chaque campagne, trois points ont été étudiés :

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

Les échantillons zooplanctoniques sont collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2 (ouverture 0,25 m², hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Tranter 1968¹⁶). Le filet est descendu jusqu'à environ 3 mètres au dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m s⁻¹. Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton sont effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et 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.

3.5.1.1. Mesure de la biomasse sestonique

Les prélèvements au filet à plancton destinés à la mesure de la biomasse sestonique sont filtrés immédiatement à bord sur des soies de 100 µm pré-pesées, congelées et transportées au laboratoire. Selon la concentration des échantillons plusieurs soies peuvent être nécessaires pour un même échantillon. Ces soies sont ensuite séchées dans une étuve à 60 °C pendant 48 heures. Les soies comportant le plancton séché sont

¹⁶ Tranter, D. J., and P. E. Smith. 1968. Filtration performance. In Reviews on zooplankton sampling methods, Part I (D. J. Tranter, ed.), p. 27-56. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris.

alors pesées et les poids secs, ou biomasses du seston, déduits. Le poids sec récolté et le volume filtré permettent d'évaluer le poids sec (mg) par unité de volume (m^3).

Les échantillons de poids sec sont par la suite broyés pour être analysés au CHN LECO pour les dosages de carbone (C) et d'azote (N). L'expression des résultats est obtenue en poids carbone (mg C) ou d'azote (mg N) par unité de volume (m^3).

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

3.5.1.2. Analyse taxinomique du plancton

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 zooplankton. En fonction de la concentration de l'échantillon celui-ci est fractionné en sous-échantillons à la boîte de Motoda (Motoda 1983)¹⁷. Le sous-échantillon est alors placé dans une cuve de Dolffus et dénombré dans sa totalité à la loupe binoculaire (grossissement maximum X 80) en éclairage diascopique. Le dénombrement s'arrête lorsque une classe de tri (*Temora longicornis* : femelle, mâle ou copépodite ; *Oikopleura dioica* ; nauplii de cirripèdes....) atteint un minimum de 100 individus. D'après Frontier (1972)¹⁸ l'erreur relative sur l'estimation du nombre total d'individus est de $\pm 30\%$. Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon (ind. m^{-3}).

La bibliographie utilisée pour l'identification des zooplankton est très variée et inclue notamment : les fiches d'identification du plancton CIEM - (1939 - 1986), un manuel d'identification du zooplankton côtier (Todd *et al.*, 1996)¹⁹, et des clés de détermination pour des groupes spécifiques tels que les copépodes pélagiques (Rose, 1933)²⁰ ou les larves de décapodes (Martin, 2001)²¹ par exemple.

¹⁷ Motoda S (1959). Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

¹⁸ Frontier (1972) Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplankton. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 8, pp. 121-132.

¹⁹ Todd CD, Laverrack MS, Boxshall GA (1996) Coastal marine zooplankton – a practical manual for students. Cambridge University Press, pp. 106.

²⁰ Rose M. (1933) Faune de France, 26. Copépodes pélagiques. Ed. Lechevalier, Paris, pp. 374 .

²¹ Martin J (2001) Les larves des crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. IFREMER, France, pp. 175.

3.5.2. Résultats

Les résultats de l'année 2010 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.5.1 suivant.

	PARAMETRES	CANAL	REJET	RÉFÉRENCE
25 MARS 2010	Poids sec ($mg. m^{-3}$)	14	20,1	8,8
	Poids de carbone ($mg. m^{-3}$)	3,176	4,580	2,592
	Poids d'azote ($mg. m^{-3}$)	0,519	0,892	0,575
	Abondance holoplancton ($ind. m^{-3}$)	29	76	209
	Abondance méroplancton ($ind. m^{-3}$)	139	954	1829
	Abondance zooplancton totale ($ind. m^{-3}$)	169	1030	2038
21 JUIN 2010	Poids sec ($mg. m^{-3}$)	10,4	21,5	28,9
	Poids de carbone ($mg. m^{-3}$)	3,132	7,130	9,789
	Poids d'azote ($mg. m^{-3}$)	0,603	1,683	2,391
	Abondance holoplancton ($ind. m^{-3}$)	473	1663	795
	Abondance méroplancton ($ind. m^{-3}$)	33	70	59
	Abondance zooplancton totale ($ind. m^{-3}$)	506	1733	854
30 SEPTEMBRE 2010	Poids sec ($mg. m^{-3}$)	22,2	29,0	10,9
	Poids de carbone ($mg. m^{-3}$)	3,818	4,360	3,482
	Poids d'azote ($mg. m^{-3}$)	0,470	0,633	0,780
	Abondance holoplancton ($ind. m^{-3}$)	337	474	578
	Abondance méroplancton ($ind. m^{-3}$)	36	40	67
	Abondance zooplancton totale ($ind. m^{-3}$)	374	514	646

Tableau 3.5.1 : Récapitulatif des résultats pour 2010 pour l'étude du zooplancton

3.5.2.1. Biomasse sestonique

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

colonne d'eau. Dans ce cas il est difficile d'attribuer la biomasse sestonique à celle du zooplancton.

3.5.2.1.1 Variations spatiales et temporelles en 2010

Au cours de l'année 2010, la biomasse sestonique a varié entre $8,8 \text{ mg m}^{-3}$ au point *référence* en mars, et 29 mg m^{-3} au point *rejet* en septembre (figure 3.5.1).

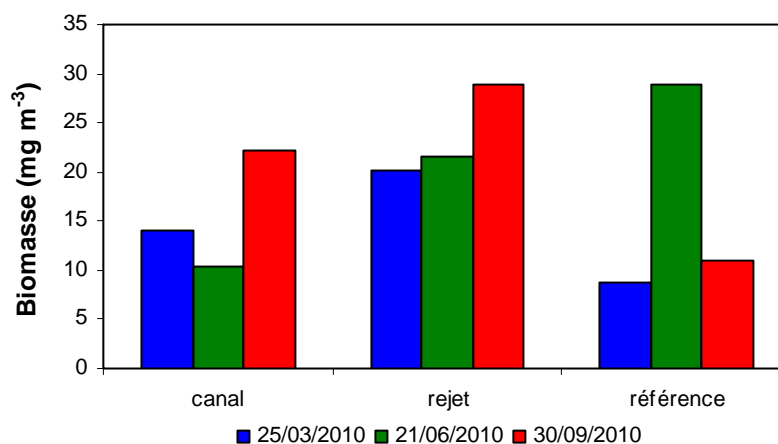


Figure 3.5.1 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2010

En mars et septembre la biomasse sestonique était plus faible au point *référence* par rapport aux points *canal* et *rejet*. En juin la biomasse sestonique était par contre croissante de la côte vers le large.

Cette année encore, de nombreux échantillons étaient contaminés par du sable ou des déchets organiques végétaux, ce qui explique pourquoi la relation entre la biomasse et l'abondance zooplanctonique n'est pas toujours cohérente. Cela est confirmé par les rapports C/N calculés d'après les teneurs en carbone et azote mesuré sur les échantillons, et qui en 2010 ont fluctué entre 4,09 et 8,12 (figure 3.5.2). Ce rapport peut habituellement caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N~4 ; Mauchline, 1998)²² ou le phytoplancton (C/N > 5). Néanmoins, en raison de la contamination potentielle liée à la forte turbidité du site (sable, fragment d'algues,...), notamment aux points *canal* et *rejet*, une telle approche semble difficilement applicable pour les points de surveillance retenus dans cette étude. Seul le point *référence* lors des trois campagnes de prélèvement et le point *rejet* en juin présentaient un rapport C/N caractéristique du zooplancton.

²² Mauchline, J (1998). The biology of calanoid copepods. Advances in Marine Biology 33: 1-710

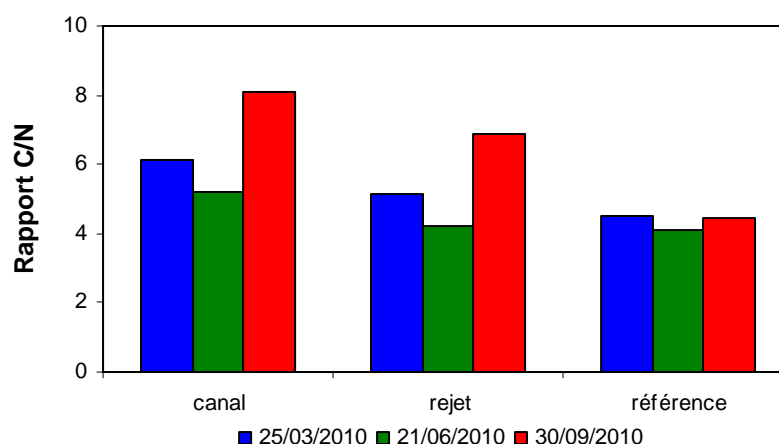


Figure 3.5.2 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2010

3.5.2.1.2 Variations interannuelles

Les valeurs de biomasse sestonique mesurées en 2010 se situaient dans la moyenne des valeurs habituellement observées sur le site (figure 3.5.3 et 3.5.4). Pour le point *rejet* en mars il s'agissait par contre de la valeur la plus forte observée depuis 1987.

3.5.2.1.3 Approche statistique

Pour vérifier si la biomasse sestonique est significativement différente entre les points de prélèvement, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA 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 3.5.2.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ETE	AUTOMNE
n	72	67	68
p	0,430	0,538	0,504

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

Tableau 3.5.2 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse de 1987 à 2010

Les biomasses sestoniques ne présentent pas de différence significative entre les points *canal*, *rejet* et *référence* et ce quelle que soit la saison.

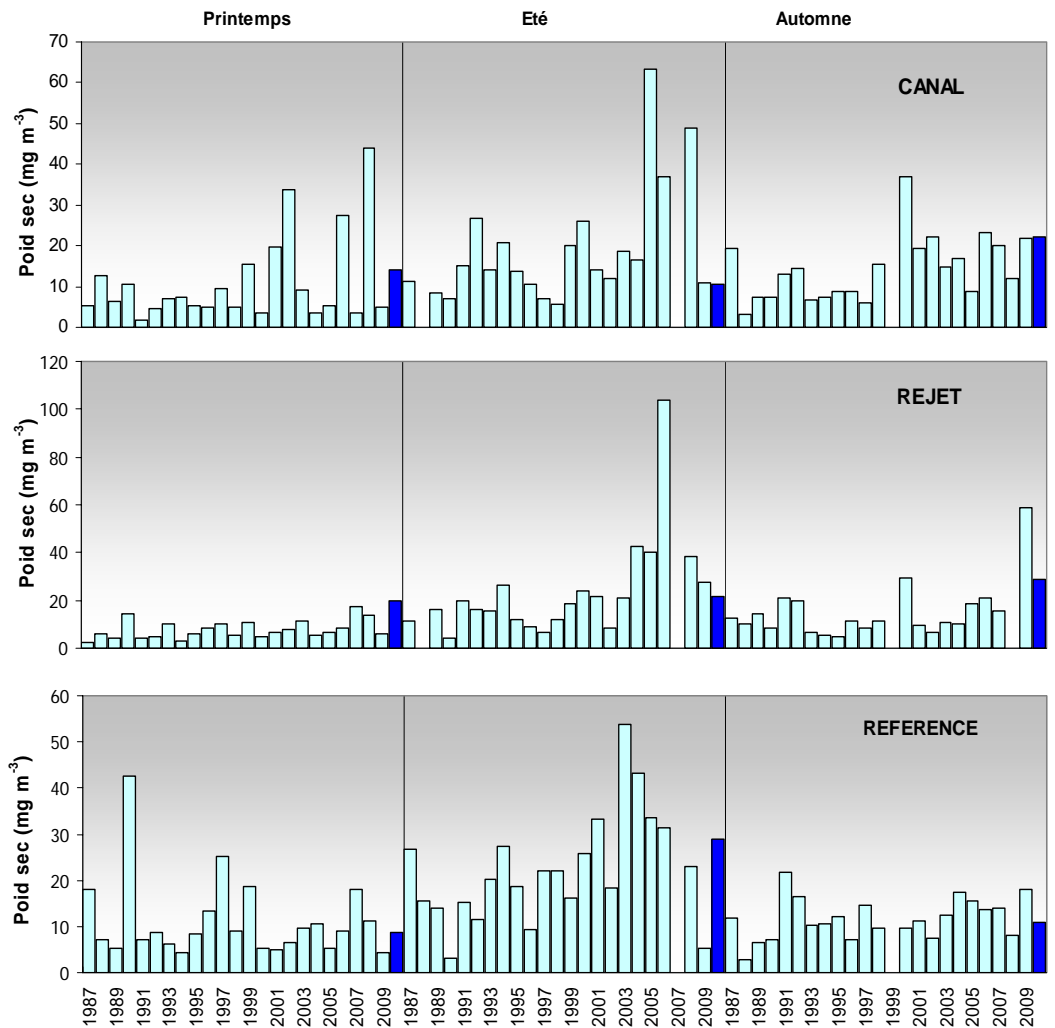


Figure 3.5.3 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2010

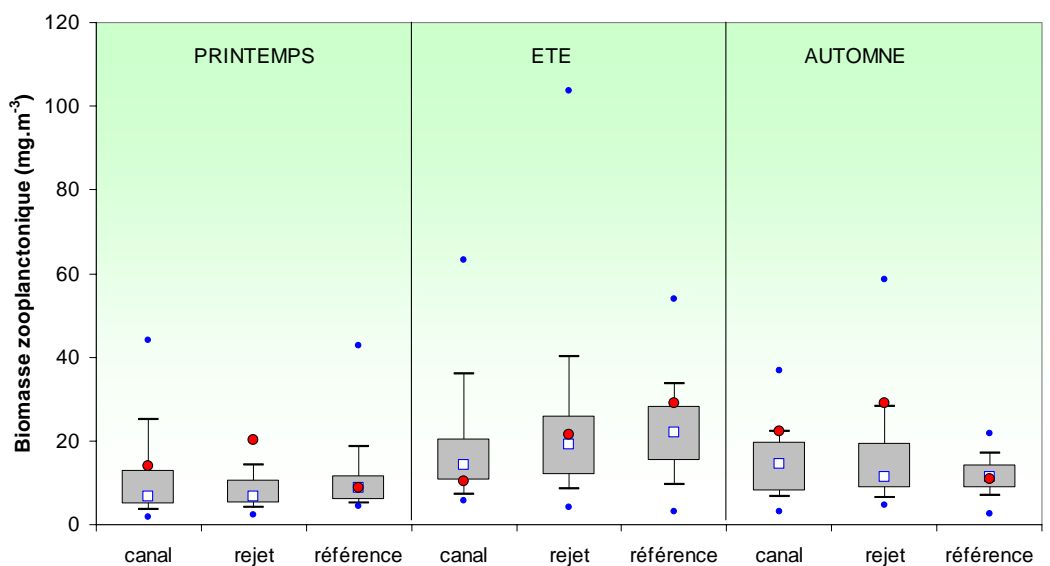


Figure 3.5.4 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2010

3.5.2.2. Abondances zooplanctoniques globales

La plupart des phyla invertébrés est représenté dans le zooplancton qui comprend plus de 36000 espèces. Les dénombrements et l'identification des espèces zooplanctoniques en groupes biologiques (holoplancton, méroplancton) puis systématiques (embranchements et jusqu'aux espèces) – voir aussi tableau 3.5.4 – permet de rechercher une éventuelle influence de l'activité de la centrale sur ces populations.

3.5.2.2.1 Variations spatiales et temporelles en 2010

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2010 sont présentés sur la figure 3.5.5 ci-dessous. Ils sont exprimés en nombre d'individus par m^3 d'eau de mer.

L'abondance la plus importante a été observée en mars au point *référence* avec 2 038 ind. m^{-3} et la plus faible en mars au point *canal* avec 169 ind. m^{-3} .

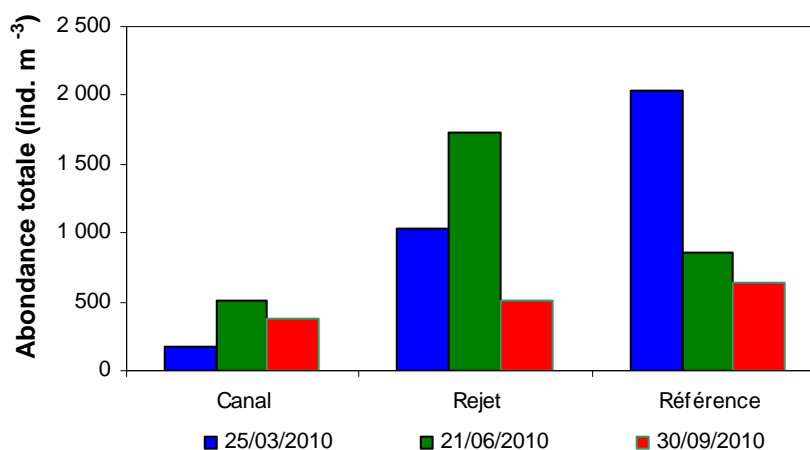


Figure 3.5.5 : Évolution de l'abondance zooplanctonique totale à Flamanville en 2010

A l'inverse de la biomasse sestonique, les abondances zooplanctoniques étaient croissantes de la côte vers le large en mars, homogènes en septembre et plus importantes au point *rejet* en juin. Les abondances étaient généralement plus faibles au point *canal*, ce qui est logique au vu de la configuration du lieu (faible profondeur, milieu abrité).

3.5.2.2.2 Variations interannuelles

L'évolution de l'abondance zooplanctonique observée depuis 1991 à Flamanville (figures 3.5.6 et 3.5.7), montre que les abondances 2010 sont globalement dans la moyenne de la série et confirme que les abondances du point *référence* en mars et *rejet* en juin sont des valeurs hautes pour le site.

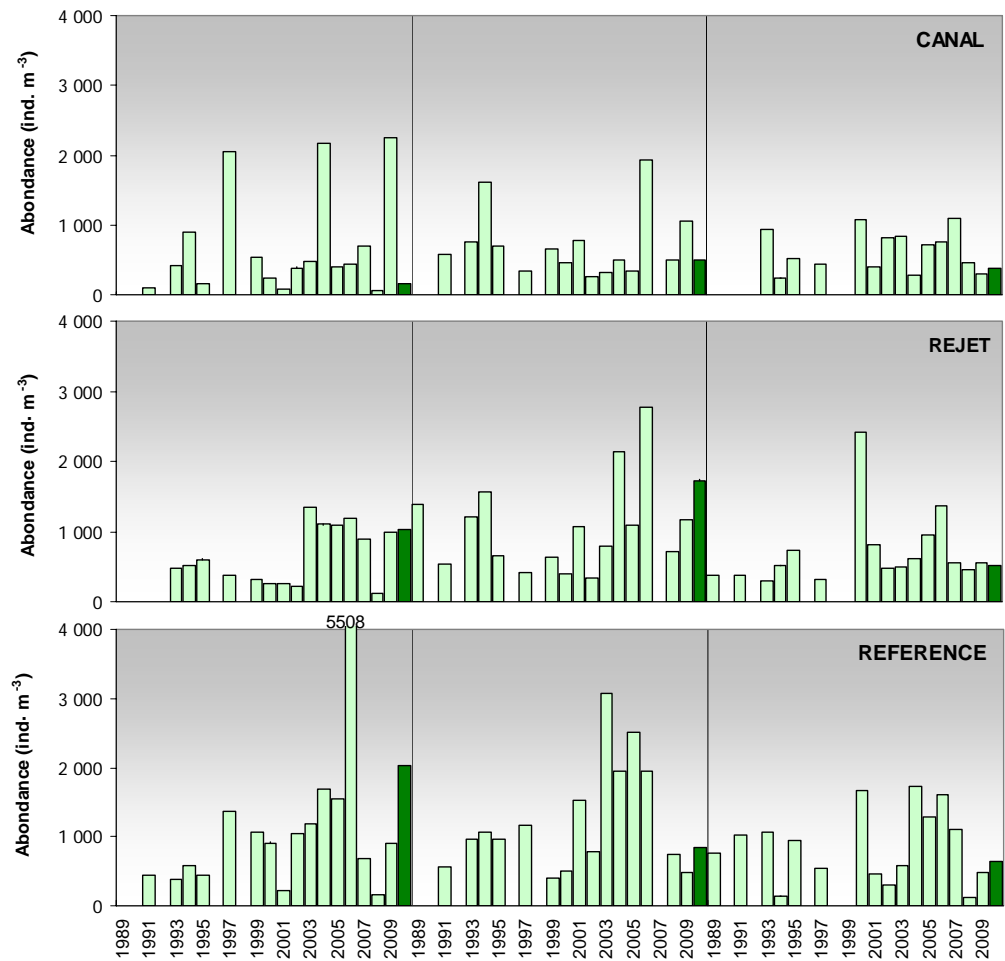


Figure 3.5.6 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1989 à 2010

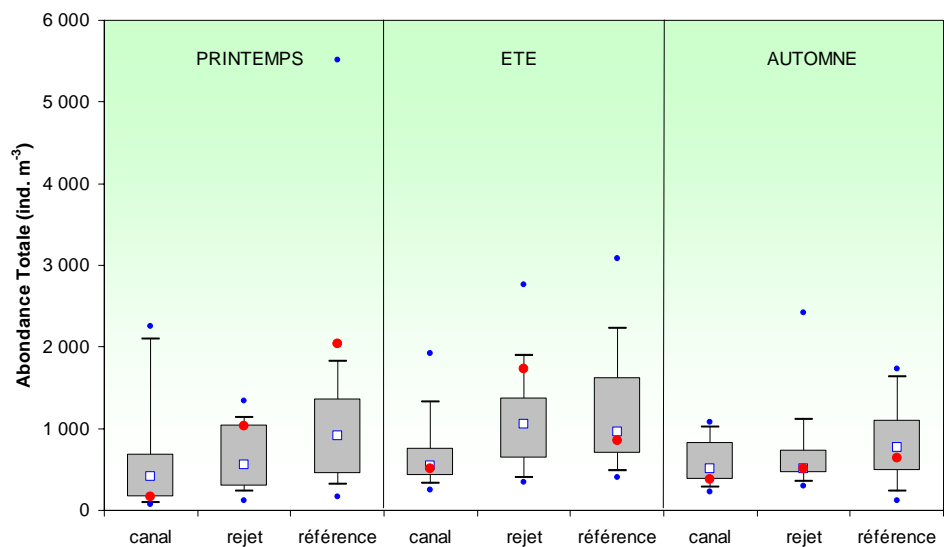


Figure 3.5.7 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1989 à 2010

3.5.2.2.3 Approche statistique

Pour comparer les abondances zooplanctoniques entre les points *canal*, *rejet* et *réfèrece* 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 1991 sont présentés dans le tableau 3.5.3.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	50	49	49
<i>p</i>	0.065	0.032	0.631

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

Tableau 3.5.3 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances de 1991 à 2010

Les résultats des tests indiquent que les abondances zooplanctoniques ne sont pas significativement différentes entre les trois points de prélèvement au printemps et en automne sur la période 1991 à 2010. Par contre, une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que la moyenne estivale des biomasses au point *canal* est significativement plus faible que celle au point *réfèrece*.

3.5.2.3. Étude faunistique

3.5.2.3.1 Variations spatio-temporelles de l'holoplancton et du méroplancton

Un certain nombre d'espèces accomplissent l'intégralité de leur cycle biologique (œufs, larves, adultes) au sein du milieu pélagique ; ce sont les espèces holoplanctoniques. Les crustacés copépodes représentent généralement une part importante de cette fraction. Selon la saison, s'y ajoutent quelques espèces moins abondantes, appartenant à d'autres embranchements comme les appendiculaires et les chaetognathes. D'autres organismes holoplanctoniques comme les mysidacés, les cténaires et les cladocères ont été très peu présents lors des trois campagnes de 2010 (tableau 3.5.4).

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, nombreux sur l'estran rocheux. Le méroplancton est aussi constitué de phases pélagiques d'espèces fixées (méduses, qui représentent les phases sexuées libres de cnidaires). Il est donc de fait plus abondant au printemps, pendant les périodes de reproduction des espèces benthiques (figure 3.5.8).

Si la proportion entre holo- et méroplancton diffère selon la saison, elle était par contre relativement homogène entre les points de surveillance à chacune de nos campagnes.

Abondance zooplancton (N.m ⁻³)	25 mars 2010						21 juin 2010						30 septembre 2010					
	Canal		Rejet		référence		Canal		Rejet		référence		Canal		Rejet		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	%
Noctiluques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ctenaires	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Appendiculaires	12	39	27	36	130	62	10	2	18	1	46	6	16	5	7	1	24	4
Cladocères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copépodes	18	61	49	64	75	36	462	98	1639	99	748	94	315	93	461	97	543	94
Copépodes (nauplii)	0	0	0	0	4	2	1	0	6	0	0	0	5	1	2	0	3	1
Total Mysidacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Total Chaetognathes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	9	2
total holoplancton	29	17	76	7	209	10	473	93	1663	96	793	93	337	90	474	92	578	90
total Cnidaires	2	1	0	0	0	0	1	2	0	0	3	5	0	0	1	3	4	6
total Annélides	4	3	15	2	8	0	1	4	0	0	0	0	0	0	2	6	2	3
total larves de Cirripèdes	22	16	831	87	1544	84	1	4	6	9	4	8	11	30	6	14	7	11
Amphipodes	3	2	0	0	0	0	3	10	0	0	3	5	3	9	1	3	0	0
Isopodes (larves microniscus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	2	6	2	3
Cumacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0
larves de Caridés	0	0	0	0	0	0	1	2	3	4	1	3	3	9	2	6	4	6
larves de Thalassinidés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7
Larves d'Anomoures	0	0	0	0	0	0	3	8	12	17	21	35	3	9	0	0	4	7
larves Brachyours	0	0	4	0	5	0	1	4	9	13	9	15	3	9	3	8	3	4
autre decapodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
larves de bivalves	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
larves de gastéropodes	11	8	9	1	13	1	20	58	36	52	12	20	10	26	19	47	22	33
Cyphonautes Bryozoaires	96	69	96	10	257	14	0	0	0	0	0	0	3	9	2	6	13	19
Echinodermes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Téléostéens (Œufs)	3	2	0	0	3	0	1	4	3	4	3	5	0	0	0	0	0	0
Téléostéens (Alevins et larves)	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
total méroplancton	139	83	954	93	1829	90	33	7	70	4	59	7	36	10	40	8	67	10
total zooplancton	169		1030		2038		506		1733		852		374		514		646	

Tableau 3.5.4 : Abondances et dominances de différents groupes du méroplancton et de l'holoplancton en 2010

Au printemps 2010, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total alors qu'en été et en automne il représentait moins de 10% du zooplancton total. Cette fraction était essentiellement composée de larves nauplii de cirripèdes aux points *rejet* et *référence* (> 80 %) et de larves cyphonautes de bryozoaires au point *canal* (70%). En été et à l'automne cette fraction se composait essentiellement de larves de gastéropodes à la côte (30 à 50 %).

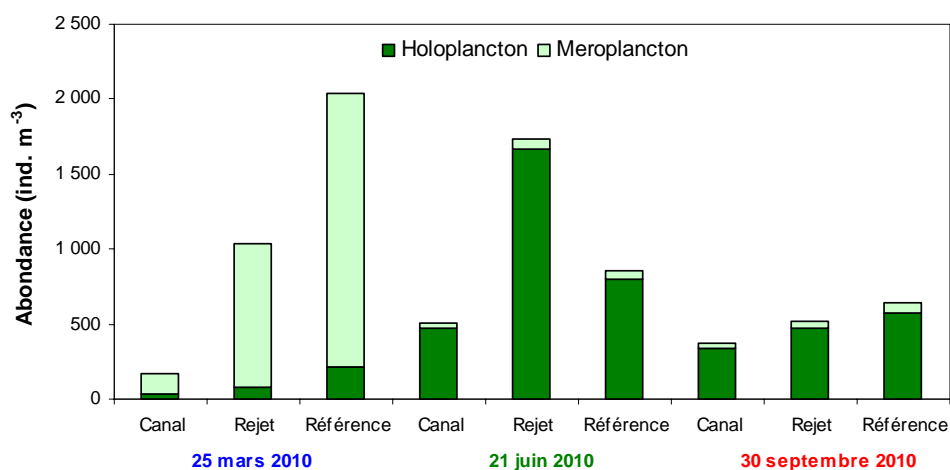


Figure 3.5.8 : Abondance de l'holoplancton et du méroplancton à Flamanville en 2010

3.5.2.3.2 Variations spatio-temporelles des principaux taxons en 2010

L'holoplancton

- Les copépodes :

Les copépodes, qui constituaient le taxon dominant de l'holoplancton, ont montré la même évolution saisonnière que celui-ci (figure 3.5.9). En été et en automne les copépodes représentaient plus de 90% des abondances holoplanctoniques. Comme en

2008 et 2009, les plus faibles abondances ont été observées au printemps ($< 75 \text{ individus.m}^{-3}$). Au cours des campagnes 2010, les stades juvéniles (copépodites) ont représenté entre 10 et 50 % des peuplements de copépodes. Les abondances des copépodes étaient généralement plus faibles au point *canal* par rapport aux deux autres points de surveillance.

L'indice de diversité de Shannon (figure 3.5.9) consiste en 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 était en général assez bas ($< 3 \text{ Bit.ind}^{-1}$) dans les eaux environnant la centrale de Flamanville pour une richesse spécifique variant entre 3 et 14. Comme souvent en milieu côtier tempéré, les échantillons étaient caractérisés par une seule espèce de copépodes représentant 30 à 70 % du peuplement alors que plusieurs espèces n'étaient représentées que par un ou deux individus. Il s'agissait le plus souvent d'espèces tycoplanctoniques, c'est-à-dire vivant habituellement dans les sédiments, comme la plupart des copépodes harpacticoides, et se retrouvant accidentellement dans la colonne d'eau à la faveur de remises en suspension des sédiments.

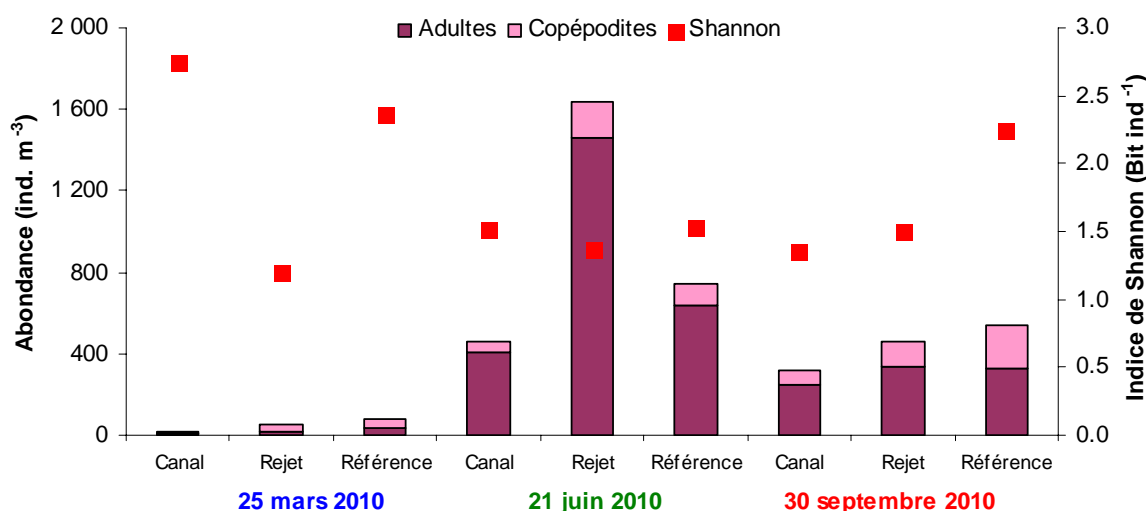


Figure 3.5.9 : Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique à Flamanville en 2010

Parmi les principales espèces de copépodes présentes sur le site de la centrale de Flamanville on a trouvé (figure 3.5.10) :

Acartia clausi

Espèce estivale et automnale, *Acartia clausi* apparaît généralement en abondance à partir du mois de mai ce qui explique les forts écarts d'abondance observés entre les deux campagnes de mars et de juin, et la dominance des stades copépodites en mars. L'abondance maximale en 2010 était de 915 ind. m^{-3} au point *rejet* en juin (82 % des copépodes).

Centropages hamatus

Egalement espèce estivale, *C. hamatus* était très peu présente en mars et septembre. Le maximum d'abondance était de 594 ind. m⁻³ au point *rejet* en juin. La proportion de copépodites par rapport aux adultes était inférieure à 15 % en juin alors qu'en mars et septembre elle était supérieure à 70 %.

Temora longicornis

Cette espèce présentait également un maximum d'abondance lors de la campagne de juin (51 ind. m⁻³). Comme pour l'espèce suivante, *Pseudocalanus elongatus*, les abondances étaient faibles cette année encore. Une étude publiée en 2010 sur 20 années de suivi des communautés zooplanctoniques devant Plymouth (Angleterre) confirme que ces deux espèces, autrefois très abondantes sont en diminution en Manche (Eloire *et al.* 2010)²³.

Pseudocalanus elongatus

Espèce printanière et estivale, elle précède toujours l'espèce suivante, *Paracalanus parvus* dans les peuplements de copépodes. Comme en 2009 cette espèce était très peu abondante dans nos échantillons avec un maximum de 64 ind. m⁻³ au point *rejet* en été.

Paracalanus parvus

Cette espèce est plus automnale que *P. elongatus* qu'elle remplace peu à peu en été pour finir par la supplanter à l'automne. Abondance maximale, 105 ind. m⁻³ au point *référence* en septembre.

Euterpina acutifrons

Espèce caractérisant les communautés automnales de copépodes en milieu côtier, elle représentait 40 à 70 % des copépodes en septembre (160 à 225 ind. m⁻³). Cette espèce est de plus petite taille que les autres espèces précédemment citées et à un mode de vie étroitement lié aux sédiments. En général seuls les adultes (surtout des femelles) sont collectés dans la colonne d'eau avec les filets à plancton, soit que les copépodites soient trop petits et passent à travers la maille du filet, soit qu'ils vivent trop près du fond pour être collectés.

²³ Eloire D, Somerfield PJ, Conway DVP, Halsband-Lenk C., Harris R., Bonnet D. (2010) Temporal variability and community composition of zooplankton at station L4 in the Western Channel: 20 years of sampling. J. Plankton Res. 32: 657-679

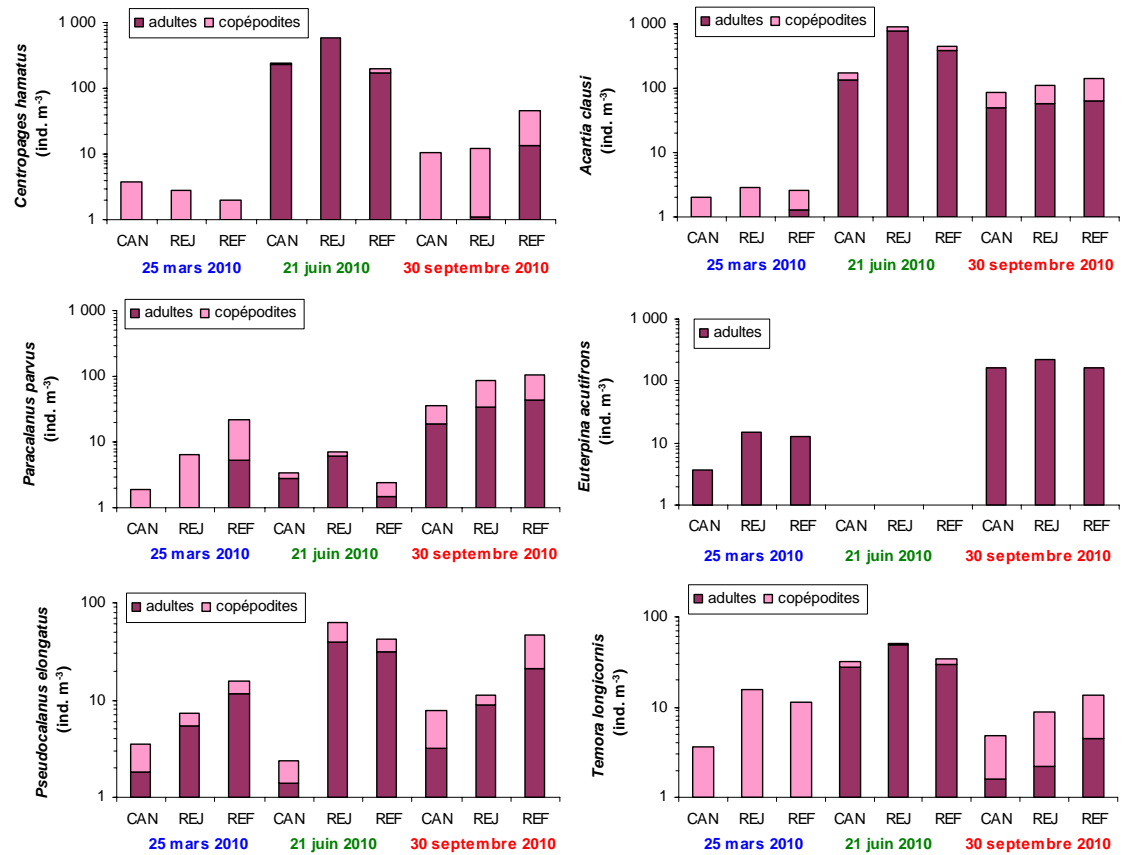


Figure 3.5.10 : Abondances des principaux copépodes à Flamanville en 2010
 (Attention : échelle logarithmique)

- Les autres espèces holoplanctoniques (figure 3.5.11)

Les appendiculaires, représentés par l'espèce *Oikopleura dioica*, étaient le deuxième groupe dominant l'holoplancton en mars. Au printemps comme en été les abondances au point référence étaient largement plus importantes qu'à la côte.

Les chaetognathes, représentés par l'espèce *Parasagitta setosa*, ont été présents en faible nombre en automne (1 à 4 ind. m⁻³)

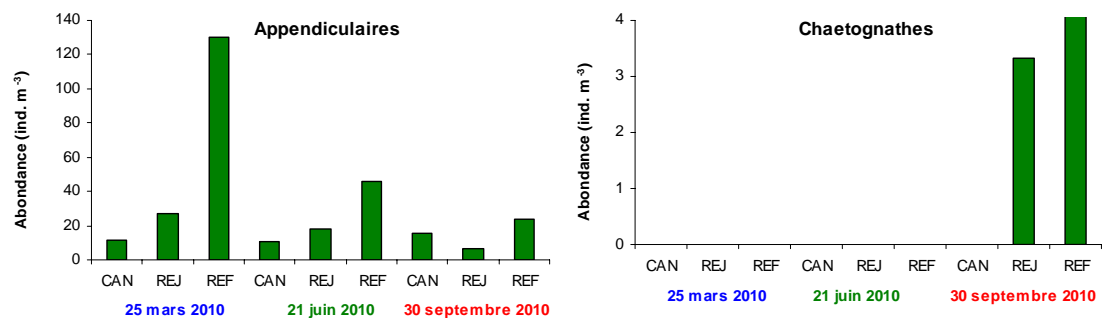


Figure 3.5.11 : Abondances des appendiculaires et des chaetognathes à Flamanville en 2010

Le méroplancton

Les stades larvaires des espèces appartenant à différents embranchements ou classes ont été dénombrés au cours des trois campagnes de prélèvement (figure 3.5.12).

- Embranchement des annélides
Ces larves étaient essentiellement des larves nectochètes de spionidés, probablement de *Polydora ciliata* en mars. Cette espèce prolifère en perforant les roches calcaires de l'estran (et les huîtres) tout en amassant un tapis de vase sur le littoral.
- Embranchement des mollusques
Les larves de gastéropodes représentaient 20 à 60 % du méroplancton en juin et septembre. Les abondances étaient du même ordre de grandeur entre les points de surveillance.
- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des cirripèdes
Les cirripèdes, dont font partie les balanes, sont des crustacés qui, à l'état adulte, vivent fixés sur les rochers et les substrats durs. Ils constituent une part importante des 'salissures' ('fouling'). Les larves, essentiellement les stades nauplii, mais aussi de cypris en mars, sont émises en grande quantité et constituent un maillon important de la chaîne alimentaire.
Les larves de cirripèdes étaient essentiellement printanières représentant alors jusqu'à 90 % du méroplancton (soit jusqu'à 80 % du zooplancton total). Le maximum d'abondance a été observé au point *référence* en mars avec 1 544 ind. 10 m⁻³.

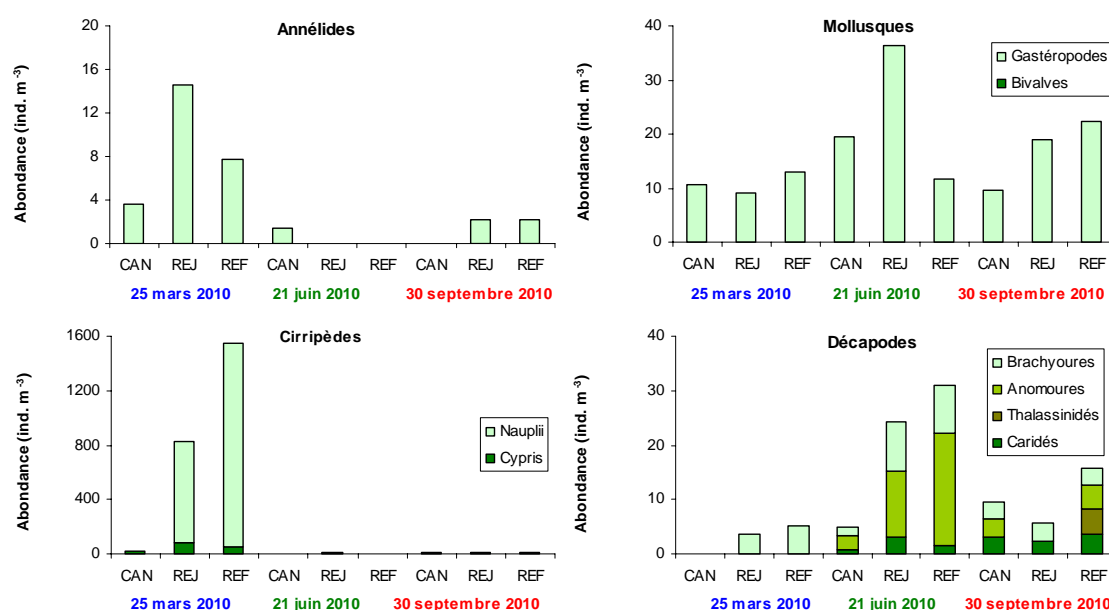


Figure 3.5.12 : Abondance des espèces méroplanctoniques à Flamanville en 2010

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

Les décapodes étaient caractérisés par quatre sous-ordre :

Larves des caridés

Présentes en juin et en septembre ces larves représentaient moins de 10 % du méroplancton.

Larves de thalassinidés

Quelques individus seulement identifiés en septembre au point *référence*, ces larves étaient peu abondantes cette année encore. Cet infra-ordre est surtout représenté par l'espèce *Upogebia deltaura*.

Larves d'anomoures

Toujours plus abondantes en été (10 à 35 % du méroplancton), avec un maximum d'abondance au point *référence* (35 ind. 10 m⁻³) très inférieur à celui de l'an dernier, ces larves étaient essentiellement représentées par les espèces *Pisidia longicornis longicornis* (porcellanidés) et de *Galathea* spp. (galathés).

Larves de brachyours (crabes et araignées)

Infra-ordre régulièrement présent dans les échantillons et dont l'abondance cette année était très en deçà de l'an dernier (moins 10 %).

3.5.3. Conclusion

En 2010, les biomasses sestoniques se situaient dans la moyenne des valeurs habituellement observées sur le site de surveillance de Flamanville. L'ensemble des valeurs acquises depuis 1987 ne montre pas de différence significative entre les points *canal*, *rejet* et *référence*, et ce quelle que soit la saison.

Les gradients d'abondance zooplanctonique entre les points de prélèvement ne reflétaient pas ceux des biomasses sestoniques. Les rapports C/N du seston montrent bien la difficulté qu'il y a à déduire, ou estimer, la biomasse du zooplancton, *sensus stricto*, à partir de ce type d'analyse. La contamination des échantillons filtrés par des débris minéraux, végétaux (point *canal* notamment) ou coquilliers est trop aléatoire pour pouvoir avoir une estimation fiable de la biomasse zooplanctonique. Au mieux cette analyse nous donne t-elle une appréciation de l'évolution de la charge particulaire (seston > 100 µm) sur le site de la centrale de Flamanville au moment des prélèvements.

En 2010, les abondances zooplanctoniques correspondaient également à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1991. Cette année, l'évolution de l'abondance zooplanctonique montre une différence significative entre les points de prélèvement en été. L'abondance estivale zooplanctonique moyenne au point *canal* depuis 1991 étant significativement plus faible qu'au point *référence*. Cette tendance semble liée à la présence plus conséquente en été des copépodes, qui sont généralement plus abondant au point *référence*. Le point *canal* de part sa position en milieu peu profond et abrité dans l'enclave du canal d'entrée de la centrale de Flamanville présente souvent une proportion d'individus holoplanctoniques (copépodes, appendiculaires, chaetognathes) plus faible.

Au printemps 2010, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes et de bryozoaires.

L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (>90 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé

par les copépodes. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus*, *Pseudocalanus elongatus* et *Temora longicornis* et chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelles, leur répartition saisonnière habituelle. Les faibles abondances observées de *P. elongatus* et *T. longicornis* vont dans le sens de la tendance observée ailleurs en Manche depuis quelques années.

Aux trois périodes d'observations, les valeurs enregistrées au niveau des rejets en mer s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *canal* et *référence*. L'influence des rejets de la centrale, si elle existe, n'est donc pas décelable.

4. Le domaine benthique

Prélèvements, analyses et rapport réalisés à l'Ifremer par

<i>Chantal</i>	<i>Abernot – Le Gac</i>	<i>(LER/FBN)</i>
<i>Luc</i>	<i>Drévès</i>	<i>(DOP/LER)</i>
<i>Jean-Dominique</i>	<i>Gaffet</i>	<i>(DYNECO/Benthos)</i>

Avec la collaboration pour les prélèvements de

<i>Jean Bernard</i>	<i>Donou</i>	<i>(DGA/DAF/FIBREST)</i>
---------------------	--------------	--------------------------

La surveillance du domaine benthique réalisée uniquement au niveau intertidal concerne l'étude

- d'une part du phytobenthos, concrétisée par le suivi d'une population de *Fucus serratus* sur l'estran de Diélette.
- d'autre part du zoobenthos, au travers des populations de crustacés cirripèdes du Cap de Flamanville et de la Pointe du Rozel (figure 4.1.1).



Figure 4.1.1 : Localisation de la radiale d'étude de *Fucus serratus* sur le platier de Diélette et des stations d'échantillonnage des cirripèdes.

4.1. Phytobenthos intertidal

La population de *Fucus serratus* du platier de Diélette, située au nord de la Centrale électronucléaire de Flamanville dans la zone d'influence de la tache thermique, fait l'objet d'une surveillance depuis 1977. Étudiée une première fois d'août 1977 à août 1978, elle est suivie en continu depuis mars 1983, en fin d'hiver et en fin d'été. Une observation, non contractuelle, est réalisée également en fin de printemps depuis 1995, afin de préciser le cycle annuel de ces algues sur ce site.

4.1.1. Biologie de l'espèce

L'espèce *Fucus serratus* fait partie de l'embranchement des Chromophytes, classe des Phéophycées, ordre des Fucales, famille des Fucacées, genre *Fucus*, espèce *serratus*. Elle est sujette aux facteurs naturels (climatiques, hydrauliques) qui peuvent modifier la dynamique du peuplement (installation, développement, arrachage, etc.). Au début des années 80, l'hypothèse a été émise que cette espèce pourrait également être un indicateur des perturbations éventuelles induites par les rejets de la Centrale sur le macrophytobenthos local. Celles-ci pourraient être de plusieurs ordres : évolutions différées de la croissance estivale et de la dépopulation hivernale, déplacement saisonnier et quantitatif de la fertilité des pieds, évolution géographique de la population. Cette hypothèse est aujourd'hui nuancée du fait de l'influence avérée du réchauffement climatique.



Photo 4.1.1 : Extrémité d'un thalle de *Fucus serratus*

- **Description** : algue brune fixée au substrat. Thalle plat à bords dentés. Algue pérennante.
- **Répartition géographique** : de la Scandinavie au Portugal, et côtes est et ouest de l'Amérique du Nord.
- **Répartition bathymétrique** : algue intertidale. Forme une ceinture qui occupe la majeure partie du médiolittoral sous la ceinture à *Fucus vesiculosus*, jusqu'aux laminaires. Apte à supporter des expositions régulières à l'air et une déshydratation partielle. On ne trouve pas de *Fucus* en Méditerranée, sauf en mer Adriatique où on trouve *Fucus virsoides* du fait de l'existence de petites marées. Assez tolérante vis à vis des températures. Milieux battus et abrités.

- **Reproduction** : reproduction sexuée uniquement. Aux extrémités du thalle apparaissent des renflements ou réceptacles pourvus de nombreuses cryptes fertiles ou conceptacles. Cycle simple de type monogénétique, ne mettant en jeu qu'une seule génération, commun à toutes les fucales. Pieds mâles et pieds femelles diploïdes ($2n$ chromosomes). Les premiers se reconnaissent en période de maturité à la couleur orangée des réceptacles. Les réceptacles femelles sont verdâtres. Ces réceptacles libèrent les gamètes dans le milieu extérieur en période hivernale (gamètes femelles ou oosphères à l'intérieur du gamétocyste ou oogone ; gamètes mâles ou anthéridies). La fusion des gamètes (oogamie : gamète femelle immobile et gamète mâle flagellé) donne un œuf ou zygote d'où sera issu un nouvel individu.

A la fin de la période de reproduction, les réceptacles vidés des gamètes qu'ils contenaient deviennent gélatineux et sont attaqués par des champignons et des herbivores. Cette partie de la fronde se nécrose sur toute sa longueur jusqu'à la rencontre d'une autre ramification restée à l'état végétatif et dont la cellule apicale n'a pas été détruite par la formation de réceptacles. L'individu va se reconstituer à partir des frondes restantes sur lesquelles renaîtront d'autres ramifications.

La reproduction suit un cycle saisonnier comportant différentes phases : initiation, maturation des réceptacles et libération des gamètes. La période de fertilité varie d'un site à un autre.



Photo 4.1.2 : *Fucus serratus*. Réceptacles contenant les gamétocystes mâles ou femelles

- **Croissance** : croissance apicale peu rapide. Elle serait de l'ordre de 25 cm/an en moyenne. La lumière, la température, la durée d'immersion, l'exposition agissent sur la croissance.
- **Cycle saisonnier** : l'intensité lumineuse, la température et la concentration en sels nutritifs agissent sur la croissance et la reproduction. La densité varie en fonction de la saison. Au printemps, le nombre de jeunes individus est beaucoup plus élevé qu'en hiver et témoigne d'un fort recrutement à cette période.
- **Durée de vie** : elle varie de 2 à 5 ans. C'est le degré d'exposition qui conditionne la composition en âge des populations. Ces dernières sont d'autant plus jeunes que le site est battu par les vagues, ce qui est le cas de Flamanville.

- **Causes de mortalité** : elles sont liées aux conditions hydrodynamiques, et au broutage intensif effectué par les gastéropodes, surtout sévère dans les premiers stades de vie de la plante.
- **Utilisation** : cette algue est utilisée, soit directement comme engrais dans les champs, soit après transformation en farines végétales, engrais, sans oublier l'extraction d'alginate.

4.1.2. Méthodologie

4.1.2.1. Evolution du stock

En mars et en septembre, des prélèvements réguliers sont effectués depuis 1983 dans trois secteurs de référence de la population de *Fucus serratus* sur le platier de Diélette. Ces secteurs, très proches les uns des autres mais situés à des niveaux bathymétriques légèrement différents, ont été choisis dans des zones à densité algale faible (secteur 1), forte (secteur 2), et moyenne (secteur 3). La moyenne de dix quadrats de 0,50 m x 0,50 m prélevés au hasard dans chaque secteur fournit ainsi une estimation de la biomasse algale locale (photo 4.1.3).



Photo 4.1.3 : Prélèvements des algues pour évaluation des biomasses (quadrat 50 cm x 50 cm))

4.1.2.2. Baguages sur radiales

Sur la radiale repérée, 10 points, espacés l'un de l'autre de 10 mètres, sont échantillonnés. En chaque point, 10 pieds de *Fucus serratus* sont bagués d'un collier numéroté de couleur blanche, serré entre le disque basal et la première dichotomie (photo 4.1.4). Seuls les pieds pouvant soutenir une bague sont considérés. C'est pourquoi toute une catégorie, parmi les plus jeunes individus ayant une longueur inférieure à 20 cm, n'est pas prise en compte dans ces mesures.

En mars 1983, 394 pieds de *Fucus serratus* ont ainsi été bagués. Parmi ceux-ci, 21 seulement ont été retrouvés en mars 1985. Deux nouvelles radiales ont été considérées en mars 1985 dans une zone centrale où la végétation est plus dense. 286 pieds ont été bagués.

La méthodologie est ensuite la même pour le baguage de 300 pieds en 1987, de 287 en 1989, de 248 en mars 1991, de 250 en mars 1993, de 200 en mars 1994 et 1995, et

enfin de 100 de mars 1996 à mars 2010. Le baguage systématique d'un nouveau lot d'individus chaque année depuis 1993 permet ainsi un suivi plus serré de cette population algale.

Pour chaque série de baguages, l'observation s'effectue généralement pendant deux ans, au bout desquels la population étudiée disparaît en quasi-totalité.



Photo 4.1.4 : Baguages de cent *Fucus serratus* en mars

4.1.2.3. Paramètres mesurés

Au cours des missions de mars et de septembre, quatre paramètres sont mesurés sur chaque individu de *Fucus serratus* :

- la longueur (L) exprimée en cm et mesurée du disque basal au sommet de la dernière dichotomie
- le nombre de dichotomies (D) : les dichotomies principales sont comptées, de la première rencontrée en partant de la base jusqu'à la dernière avant l'extrémité supérieure de l'individu (figure 4.1.6)
- le diamètre (\varnothing) en cm : le diamètre maximal est mesuré à la base, juste au-dessus de l'épatement formé par le système de fixation
- la fertilité, avec 2 niveaux d'appréciation :
 - l'absence (stade 0) ou la présence (autres stades) de conceptacles fertiles à l'extrémité des frondes (photo 4.2), donnant une première indication sur le pourcentage de thalles fertiles ;
 - en cas de présence de conceptacles fertiles, une différenciation en 4 stades (« faible maturité » stade 1 à « forte maturité » stade 4) permettant d'estimer le taux moyen de fertilité du lot examiné.

En juin, les mesures réalisées concernent uniquement la fertilité des algues baguées.

4.1.3. Résultats

4.1.3.1. Evaluation du stock de *Fucus serratus*

La biomasse annuelle moyenne évaluée en 2010 (84 g de poids sec par 0,25 m²) atteint la valeur minimale observée au cours des 27 dernières années (période 1984-2010). Depuis 2001, les biomasses restent d'ailleurs inférieures à la moyenne enregistrée sur cette période (199 g de poids sec par 0.25 m²). Elles sont en baisse pour la 4^{ème} année consécutive (figure 4.1.2).

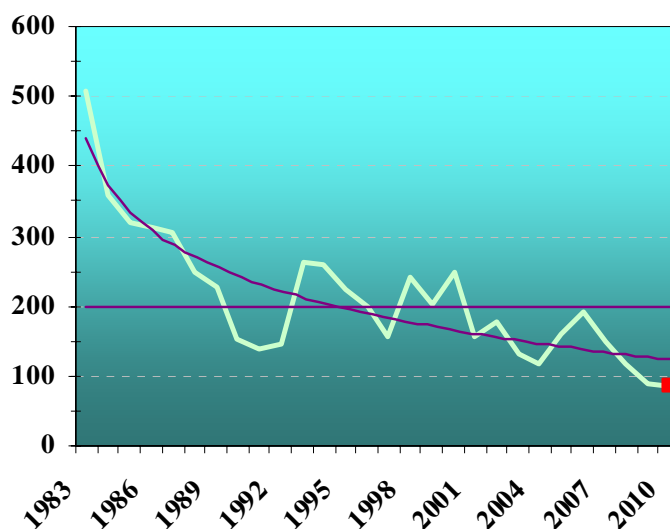


Figure 4.1.2 : Evolution des biomasses annuelles moyennes de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²)

Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse est la plus basse (figure 4.1.3).

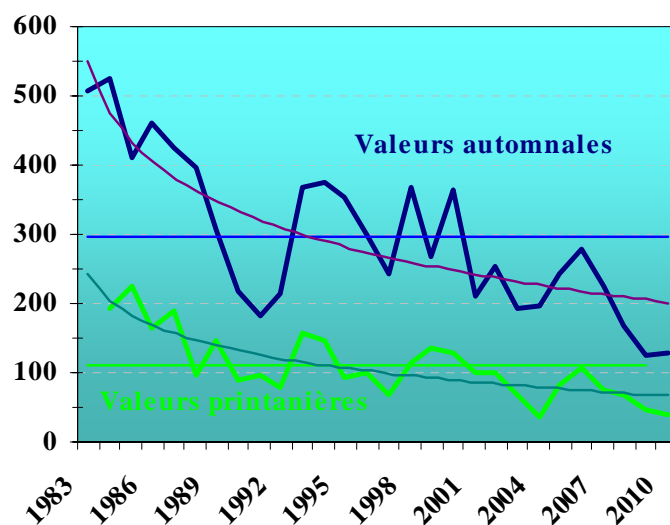
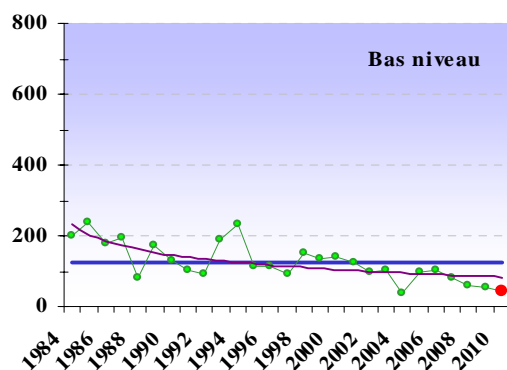
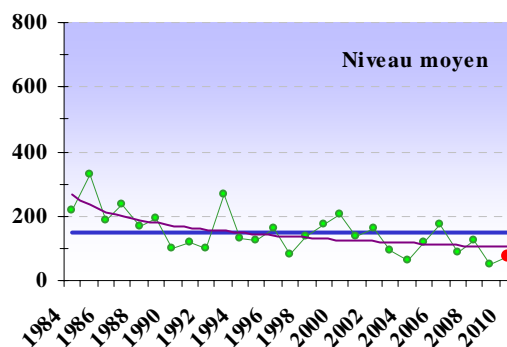
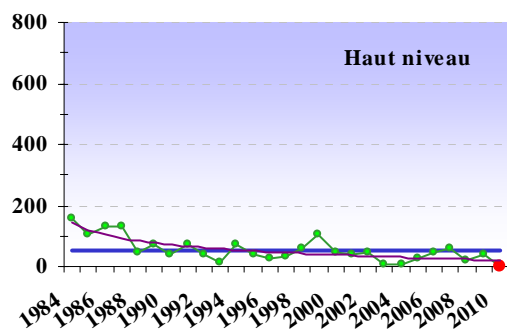


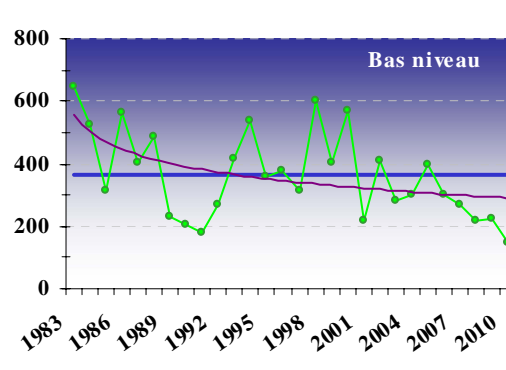
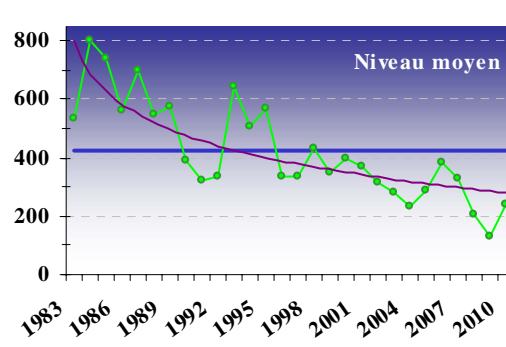
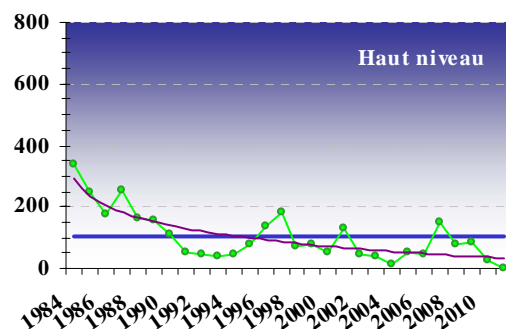
Figure 4.1.3 : Evolution des biomasses printanières et automnales de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²)

C'est en limite supérieure de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable (figures 4.1.4 et 4.1.5).

Dans cette zone, les algues ont disparu (photographies 4.1.5 et 4.1.6).



Figures 4.1.4 : Evolution des biomasses de *Fucus serratus* en mars à différents niveaux de la radiale



Figures 4.1.5 : Evolution des biomasses de *Fucus serratus* en septembre à différents niveaux de la radiale

1984-2010	Haut niveau	Niveau moyen	Bas niveau	Moyenne
Fin d'hiver	54,4	148,4	125,0	109,3
Fin d'été	103,3	423,0	363,4	288,8
				199

Tableau 4.1.1 : Bilan de la biomasse moyenne de *Fucus serratus* aux abords du Cap de Flamanville au cours des 27 dernières années (période 1984-2010)



Photographie 4.1.5 : Le haut de la radiale de Fucus serratus en mars 2010



Photographie 4.1.6 : La radiale de Fucus serratus en mars 2010

En limite inférieure de la radiale, la biomasse diminue également pour la quatrième année consécutive en mars et pour la cinquième année en septembre. Par contre, une augmentation sensible de la biomasse est observée dans la partie centrale.

4.1.3.2. Dénombrement des algues baguées

La perte des pieds de *Fucus serratus* bagués en mars 2010 atteint 28 % en septembre, valeur inférieure à la moyenne qui est de 36 % (figure 4.1.6). 60 % du lot bagué en 2009 n'a pas été retrouvé en mars 2010 et 77 % en septembre, valeurs inférieures aux moyennes respectives : 67 et 82 % toujours sur la période 1983 à 2010.

Le taux moyen de dépopulation, 2 ans après la pose des bagues, s'élève à 92 %. Les causes de ce dépeuplement (ou de la perte des bagues sur les algues) sont diverses : vieillissement des algues, action de la houle, broutage par des gastéropodes, action humaine par l'arrachage lors de pêche à pied...

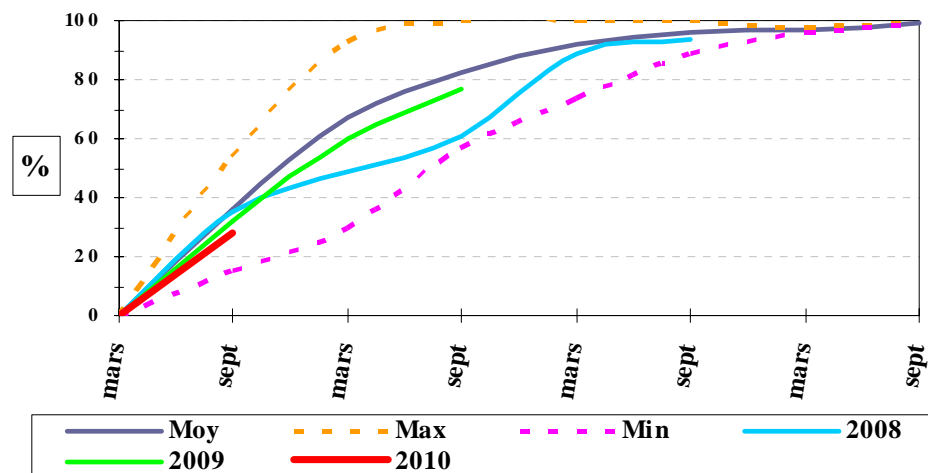


Figure 4.1.6 : Dépopulation des individus bagués (1983 à 2010)

4.1.3.3. Biométrie des algues baguées

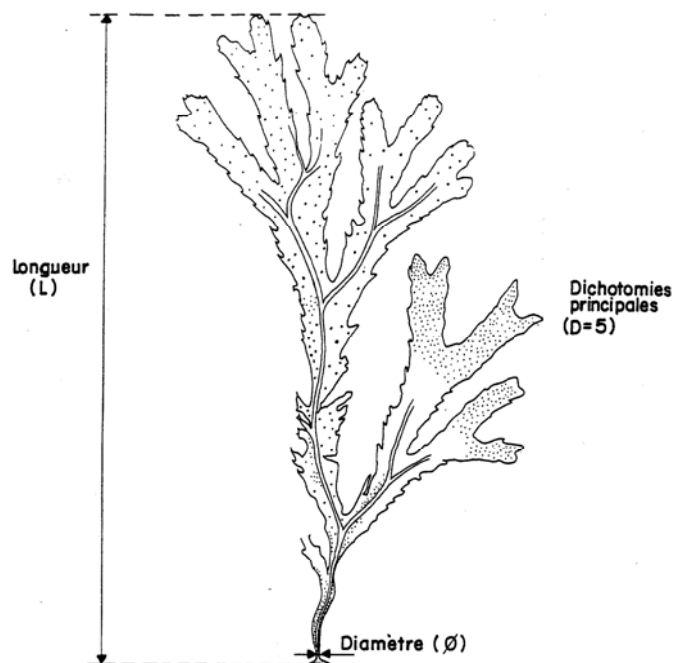


Figure 4.1.7 : *Fucus serratus*. Paramètres mesurés

4.1.3.3.1 Nombre de dichotomies

En mars 2010, le nombre moyen de dichotomies par pied bagué est évalué à 17 (moyenne 16). En septembre, en lien avec la croissance printano-estivale, la valeur atteint 19 (moyenne 18).

Les valeurs moyennes printanières s'échelonnent de 10 en 1996 à 21 en mars 2000. En automne, ces valeurs se situent de 14 en 1993 à 25 en septembre 2005 (figure 4.1.8).

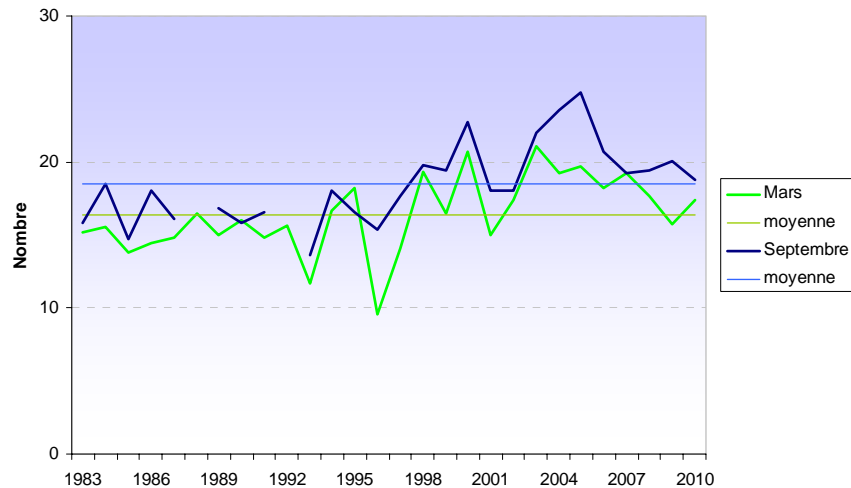


Figure 4.1.8 : Nombre de dichotomies en mars et en septembre

4.1.3.3.2 Diamètre des stipes

Les diamètres moyens mesurés en 2010, au printemps (5,3 mm) et en automne (5,4 mm) restent inférieurs aux moyennes calculées de 1983 à 2009 (6 et 6,5 mm) (figure 4.1.9).

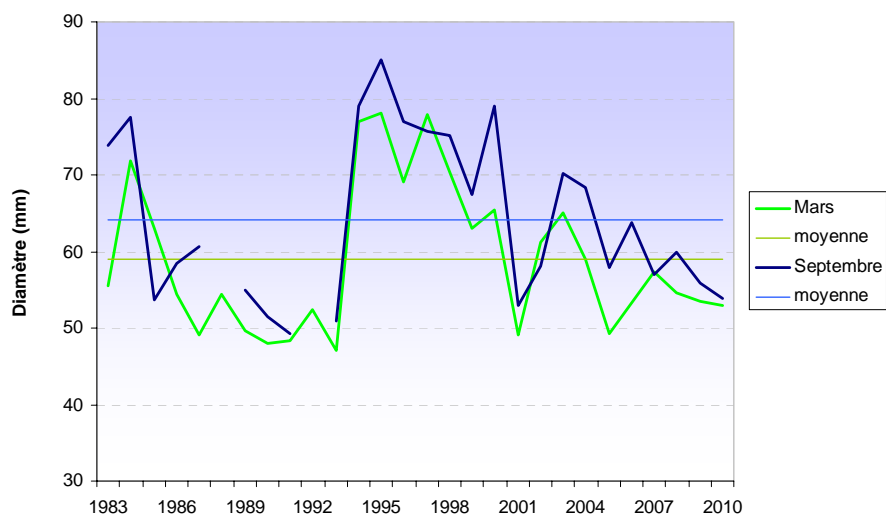


Figure 4.1.9 : Diamètre des stipes de *Fucus serratus* en mars et en septembre

4.1.3.3.3 Longueur des thalles

Les longueurs mesurées en 2010 sont supérieures à celles de 2009 au printemps comme en automne rejoignant quasiment les moyennes saisonnières observées depuis 1983 (figure 4.1.10).

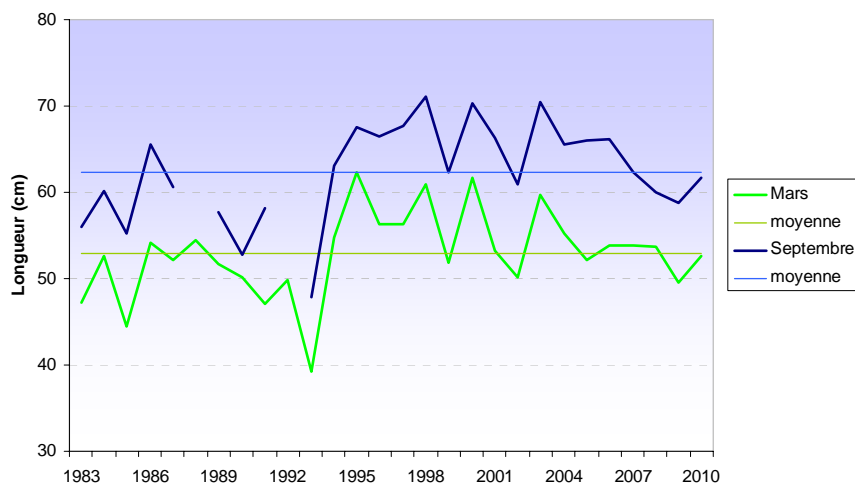


Figure 4.1.10 : Longueur moyenne des thalles de *Fucus serratus* en mars et en septembre

De mars à septembre 2010, la longueur des thalles de *Fucus serratus* s'est accrue en moyenne de 9,10 cm (valeur sensiblement inférieure à la moyenne, 10 cm, calculée sur la période 1984-2010). Les valeurs s'échelonnent de 2,6 cm en 1990 à 18,4 cm en 1985 (figure 4.1.11).

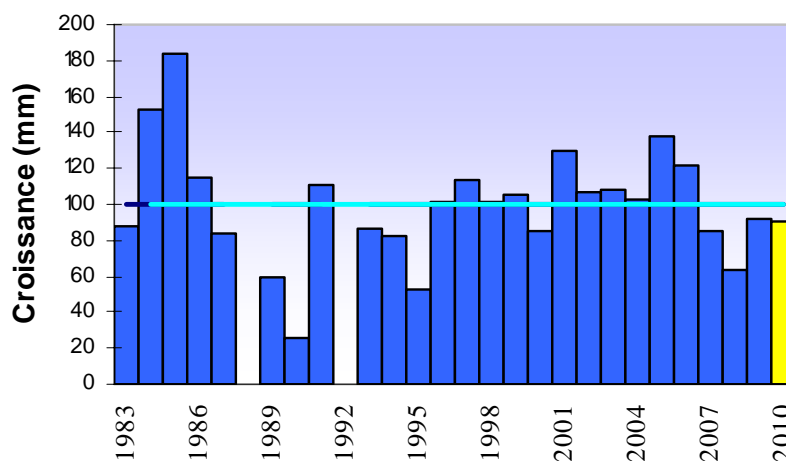


Figure 4.1.11 : Croissance moyenne des thalles de *Fucus serratus* de mars à septembre

4.1.3.4. Fertilité

L'extrémité des thalles de *Fucus serratus* présente des conceptacles renfermant des organes mâles ou femelles, selon les individus, plus ou moins fertiles tout au long de l'année (photo 4.1.7).



Photo 4.7 : Emission des gamètes mâles d'un thalle de *Fucus serratus*

L'examen visuel de ces zones permet de nuancer la fertilité en cinq stades différents, de l'absence totale de réceptacles (stade 0) à la présence sur chaque fronde de réceptacles terminaux à maturité (stade 4).

4.1.3.4.1 Résultats 2010

Le taux de fertilité est particulièrement bas en fin de printemps 2010 ; seulement 32 % du lot bagué présentent des caractères de fertilité en juin (73 % en 2009). En revanche, en septembre, le taux de fertilité atteint 99 % (figure 4.12) :

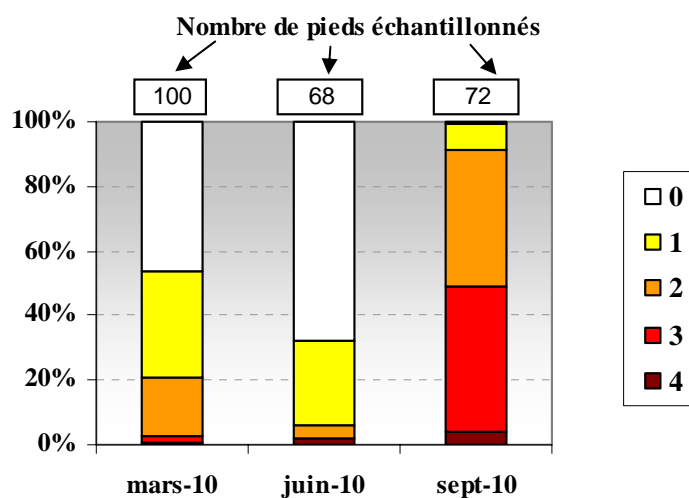


Figure 4.1.12 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2010

Même évolution de la fertilité sur le lot bagué l'année précédente : 45 % des individus sont plus ou moins fertiles en mars 2010, seulement 17 % en juin et 100 % en septembre (figure 4.1.13).

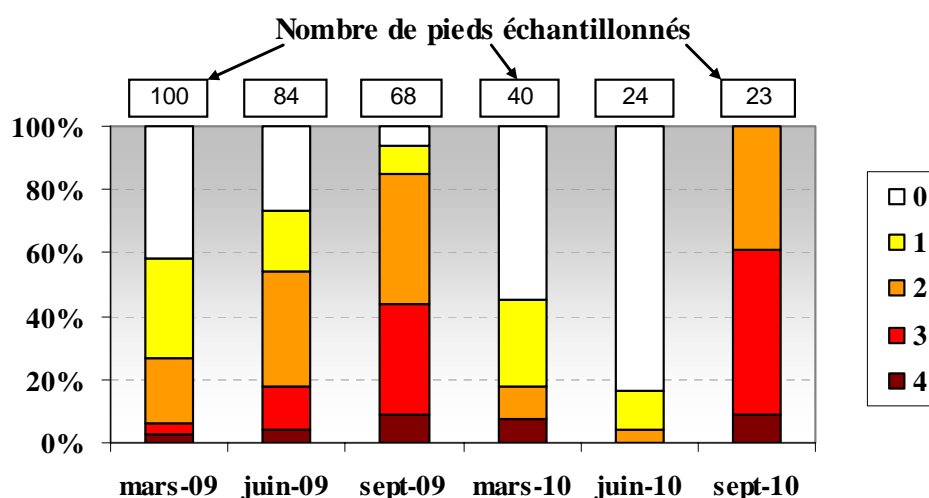


Figure 4.1.13 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2009

4.1.3.4.2 Variations annuelles

- Le pourcentage de *Fucus serratus* fertiles évalué en mars 2010 est en baisse pour la troisième année consécutive et reste inférieur à la moyenne calculée sur la période 1983/2010 (figure 4.1.14).
- En début d'été, les valeurs 2010 sont en chute et largement inférieures à la moyenne calculée sur la période 1995/2010 (60 %).
- En septembre 2010, le pourcentage de thalles fertiles est important. Depuis 2003, les valeurs restent élevées et supérieures à la moyenne (88 %).

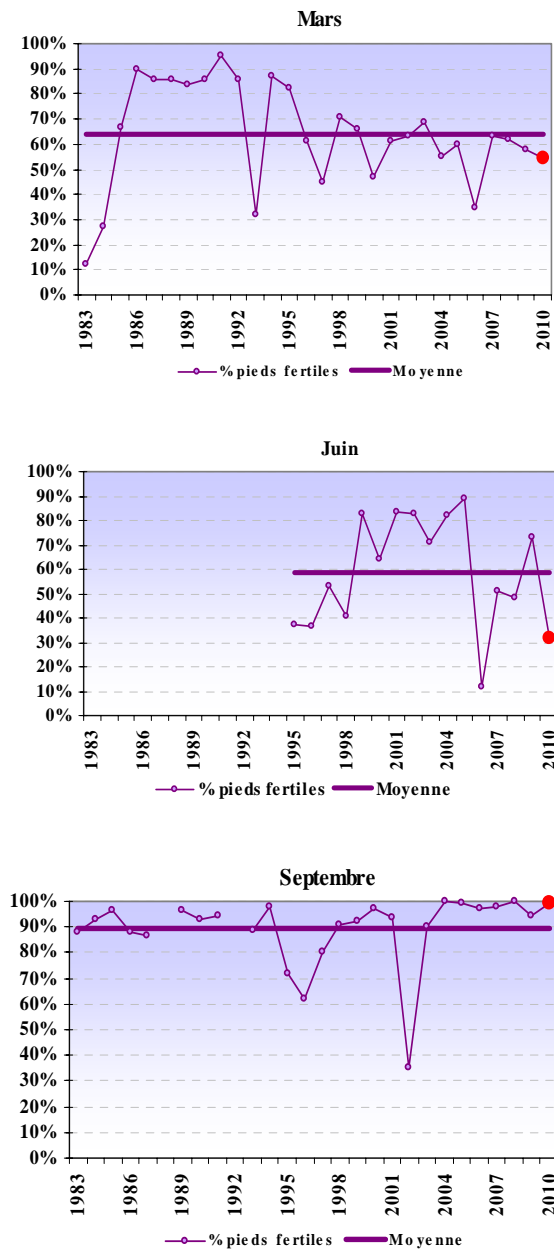


Figure 4.1.14 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus*

La comparaison avec les données acquises depuis 1993 permet d'apprécier, pour chaque saison, les fluctuations tant du nombre de pieds fertiles que des différents stades de maturation (figure 4.1.15).

En fin de printemps, on observe une période charnière entre deux cycles de reproduction. La fertilité décroît, le cycle s'achève, puis un nouveau cycle de reproduction démarre. Le taux moyen de fertilité calculé sur la période 1993/2010 atteint alors 28 %, en mars comme en juin.

En 2010, les valeurs sont inférieures à ces moyennes calculées sur la période 1993/2010 (20 % en mars, 11% en juin). Le développement de la reproduction a été plus tardif.

En septembre 2010, le taux moyen atteint néanmoins 60 %, valeur supérieure à la moyenne (54 %). Le nombre de thalles développant des caractères fertiles est important mais le pourcentage ayant atteint la maturité (stade 4) reste faible.

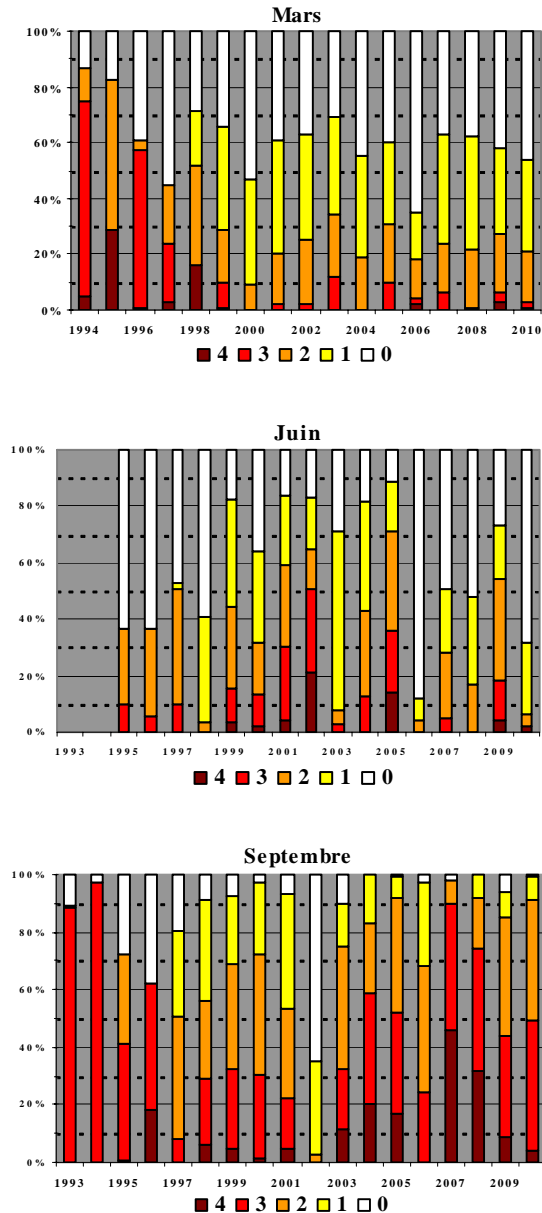


Figure 4.1.15 : Evolution des différents stades de la fertilité des pieds de *Fucus serratus*

Le peuplement de *Fucus serratus* du platier de Diélette présente des caractères de fertilité toute l'année avec une période de maturité plus importante qui s'étendrait principalement d'août à janvier, ce que confirment nos observations.

4.1.4. Comparaison avec d'autres populations de Fucales

Un suivi similaire est réalisé en Seine-Maritime depuis 1994 dans le cadre de la surveillance de la centrale nucléaire de Paluel et dans le Nord Finistère, sur la grève du Vougot (commune de Guissény) depuis 2005 (figure 4.1.16). Ainsi, un état comparatif de ces populations de fucales est établi en trois points, très éloignés l'un de l'autre, représentatifs de la frontière Atlantique/Manche-Ouest (Vougot), de la Manche Centrale toujours sous régime océanique dominant (Flamanville) et de la Manche-Est sous régime plus continental (Paluel)

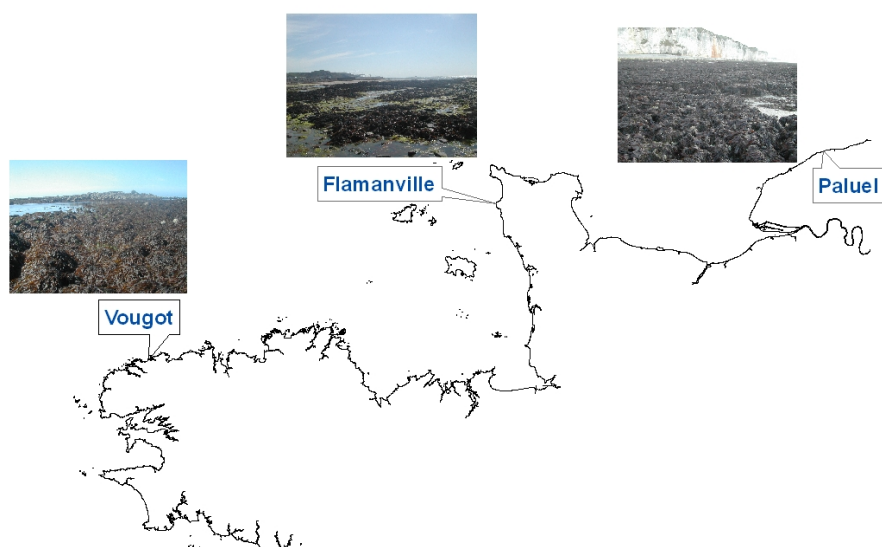


Figure 4.1.16 : Localisation des 3 sites de prélèvements de *Fucus serratus*

4.1.4.1. Biomasses

Les données acquises permettent une comparaison des valeurs annuelles enregistrées en fin d'hiver et en fin d'été afin de préciser si les tendances observées (diminution des biomasses annuelles et augmentation des biomasses entre la fin de l'hiver et la fin de l'été) sont générales ou caractéristiques d'un site.

Globalement, les biomasses des Fucales diminuent sur la période 1994/2009 (figure 4.1.15).

Les valeurs 2010 sont en baisse sur les deux sites normands alors qu'en Bretagne la population de fucales affiche une augmentation de sa biomasse moyenne (figure 4.1.17).

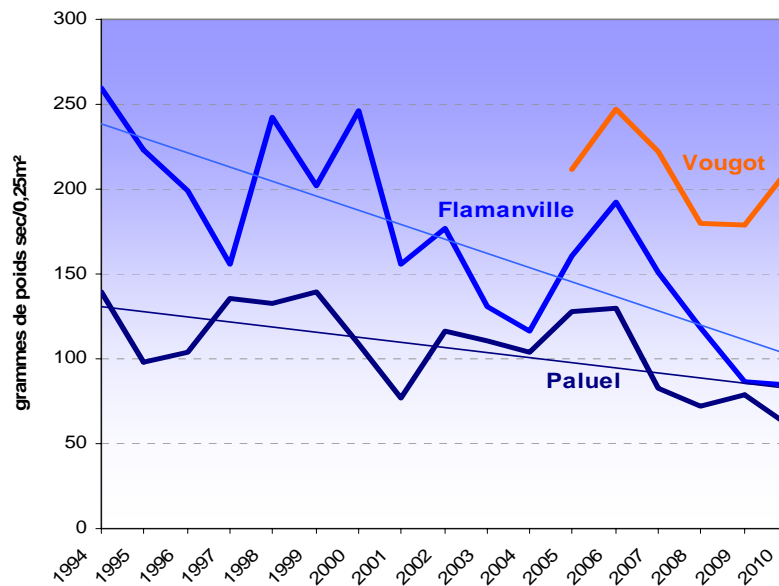


Figure 4.1.17 : Evolution des biomasses moyennes annuelles de *Fucus serratus* à Flamanville, Paluel et au Vougot (en grammes de poids sec/0.25m²)

Au cours du mois de mars 2010, les biomasses observées sur les trois sites sont en baisse (figure 4.1.18). Les valeurs printanières des deux populations normandes sont comparables en particulier depuis 2005 (moyennes sur la période 2005 à 2010 : 70 g à Flamanville et 78 g à Paluel, en grammes de poids secs par 0,25 m²) et sont inférieures à celles enregistrées au Vougot (124 g en moyenne).

En septembre 2010, les populations affichent des évolutions différentes : diminution à Paluel, augmentation au Vougot et quasi stabilité à Flamanville (figure 4.1.19). Les biomasses moyennes s'étendent alors de 107 g à Paluel à 292 g de poids sec par 0,25 m² au Vougot (195 g à Flamanville).

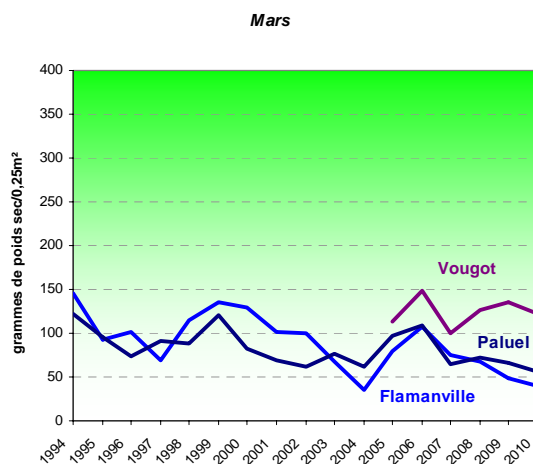


Figure 4.1.18 : Evolution des biomasses moyennes printanières

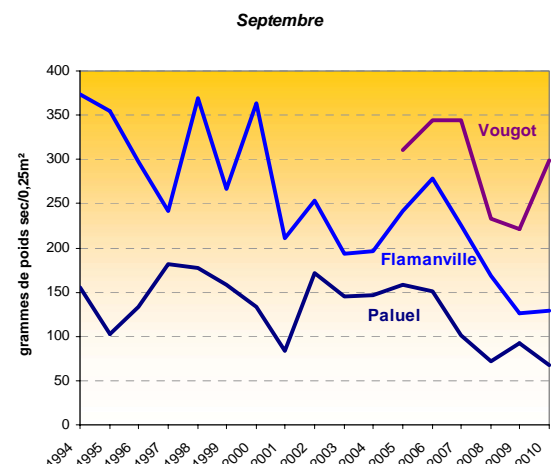


Figure 4.1.19 : Evolution des biomasses moyennes automnales

Sur les trois sites, les valeurs automnales sont généralement supérieures aux valeurs printanières (excepté à Paluel en 2008). Cette différence saisonnière est beaucoup moins marquée à Paluel où la croissance algale reste beaucoup plus faible.

4.1.4.2. Fertilité

A Flamanville comme au Vougot, les taux de fertilité relevés au printemps restent élevés au mois de mars (respectivement 58 et 67 % en moyenne sur les périodes d'observation). A Paluel, les valeurs sont beaucoup plus faibles atteignant 20 % en moyenne (figure 4.1.20).

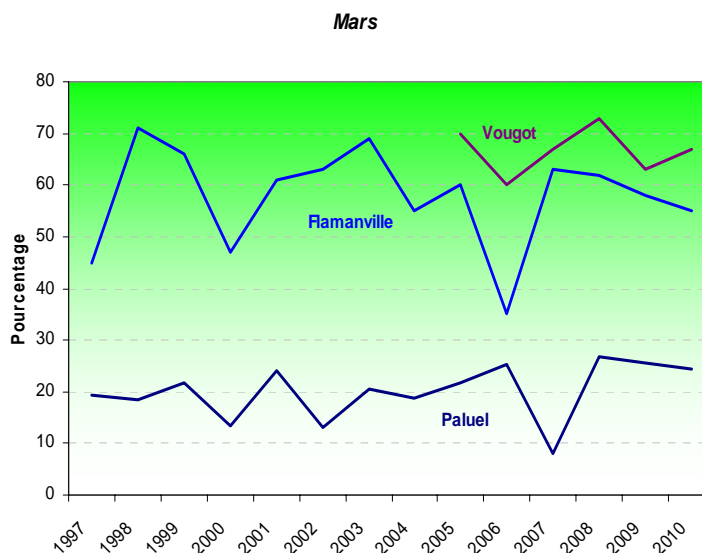


Figure 4.1.20 : Evolution des pourcentages de pieds fertiles en mars

En septembre, les valeurs à Flamanville sont particulièrement élevées : 91 % de la population échantillonnée présente des signes de fertilité (moyenne calculée sur la période 1997/2010) (figure 4.1.21). Les valeurs à Paluel sont comparables à celles du Vougot (respectivement 81 et 78 % en moyenne).

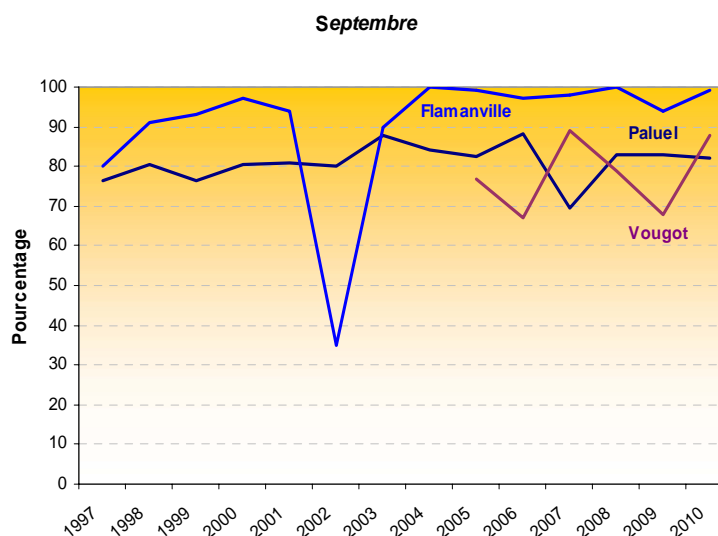


Figure 4.1.21 : Evolution des pourcentages de pieds fertiles en septembre

Le développement de la fertilité présente quelques différences d'un site à un autre, notamment des taux de fertilité printaniers plus faibles à Paluel, des taux automnaux plus élevés à Flamanville. Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de la maturation des thalles de *Fucus serratus* d'un secteur à un autre.

4.2. Zoobenthos des substrats durs intertidaux

Le développement des peuplements animaux de mode battu traduit la forte intensité des actions hydrodynamiques de ce secteur côtier. Au cap de Flamanville, constitué d'une succession d'éperons rocheux granitiques, les peuplements sont essentiellement représentés par une ceinture de crustacés cirripèdes à *Semibalanus balanoides* (précédemment dénommé *Balanus balanoides*).

A la pointe du Rozel, constituée d'un vaste platier de dalles de schistes, les peuplements sont représentés par une ceinture (largeur : 200 m) à *Semibalanus balanoides* prolongée en bas niveaux par une ceinture (largeur : 50 m) à *Balanus perforatus*.

L'étude de Surveillance, menée depuis 1983, a pour objectif de contrôler les variations d'abondance des principales espèces de cirripèdes à la pointe du Rozel (figure 4.1.1) ainsi qu'au droit du sémaphore du cap de Flamanville (point SEM) ; cette étude est complétée par une évaluation sommaire des densités des principales espèces accompagnatrices et par un suivi de la recolonisation du substrat par les cirripèdes.

A partir de 1993, deux points de mesures sont ajoutés aux précédents, un dans l'anse de Quédoy située immédiatement au sud de la centrale (photo 4.2.1), l'autre près du port de Diélette (platier rocheux au nord du nouveau port de plaisance).

Cette ceinture, dominée par *Semibalanus balanoides*, comprend également d'autres espèces de cirripèdes comme *Elminius modestus*, *Chthamalus stellatus*, et *Chthamalus montagui*.



Photo 4.2.1 : Quédoy, station la plus proche de la centrale

4.2.1. Biologie des cirripèdes

Les cirripèdes, balanes ou anatifes, font partie de la classe des crustacés. Ces crustacés très particuliers, très différenciés et très nombreux, ont la particularité de se fixer au terme de leur vie larvaire planctonique. L'éclosion des oeufs, qui incubent à l'abri de la muraille (cas des balanes) ou du *capitulum* (cas des anatifes), donne naissance à des larves nageuses de type *nauplius*. Ces dernières se transforment en *cypris* qui, au bout de quelques semaines se fixent sur un support (rochers, épaves, coques de bateau, etc.) et à un niveau bathymétrique spécifique.

Habitat

Les larves se fixent sur tout support disponible non encore colonisé. Les zones battues, peu propices au développement des macroalgues, se prêtent particulièrement bien à leur fixation.

Reproduction

Les individus sont hermaphrodites. Les œufs très nombreux (entre 10 000 et 20 000 chez les Balanidae) sont incubés à l'intérieur de la muraille, dans la cavité comprise entre le manteau et la masse viscérale. Après maturation des oeufs, les larves sont libérées dans le milieu marin. Leur fixation sur le substrat varie selon les espèces : fin d'hiver, courant de printemps pour les balanes ; fin d'été pour les chthamales.

Alimentation

Les crustacés cirripèdes sont des microphages. Ils se nourrissent de fines particules qu'ils filtrent grâce à leurs appendices transformés en cirres.

Croissance

Comme pour tous les crustacés, leur croissance s'effectue par mues successives, tout au moins pour les organes internes.

Prédation

Les populations de balanes subissent la prédation de mollusques gastéropodes (pourpres, etc.), de l'avifaune, etc.

4.2.2. Méthodologie

A la pointe du Rozel, quatre points de la radiale R4 sont échantillonnés dans la ceinture à *Semibalanus balanoides* à raison d'un point par strate. Au cap de Flamanville, les trois points "sémaphore" (ou SEM ; depuis 1983), "Quédoy" et "Diélette" (à partir de 1993) sont retenus comme représentatifs de l'ensemble de la ceinture à l'exception de la frange supérieure.

4.2.2.1. Densité

En septembre, la densité des cirripèdes est évaluée à l'aide de quadrats de 0,05 m x 0,05 m, sur le terrain et également photographiés à l'aide d'un appareil numérique. La qualité de l'image obtenue permet ultérieurement non seulement d'apprécier les densités présentes, mais également de déterminer les différentes espèces. Le pourcentage de recouvrement du substrat par ces crustacés est évalué *in situ*.



Photo 4.2.2 : Photo numérique utilisée pour évaluer les différentes espèces de cirripèdes (support de 0,05 m x 0,05 m)

L'échantillonnage est stratifié pour tenir compte de l'hétérogénéité de colonisation (zone à forte densité, faible densité, absence totale de cirripèdes), phénomène constaté essentiellement aux limites de la ceinture. Des échantillons de substrat sont rapportés au laboratoire afin de compléter et confirmer l'évaluation des pourcentages des différentes espèces de cirripèdes présentes.



Photo 4.2.3 : Echantillon de roche rapporté en laboratoire pour l'évaluation des différentes espèces de cirripèdes



Photo 4.2.4 : Grattage de cirripèdes pour évaluation de la faune associée

4.2.2.2. Faune associée

Les densités des principales espèces accompagnatrices sont évaluées à chaque point à partir d'une surface unitaire de $1/16 \text{ m}^2$ (quadrat $0,25 \text{ m} \times 0,25 \text{ m}$). Elles sont récoltées par grattage (4 par point), puis déterminées et comptées au laboratoire.

Le genre *Patella* étant aisément déterminable à l'œil nu sur le terrain, des dénombrements complémentaires sont réalisés in situ, à raison de 12 comptages (même quadrat $1/16 \text{ m}^2$) à chaque point.

4.2.2.3. Recolonisation du substrat

Les points Rozel (n°2), Sémaphore, Quédoy et Diélette servent également à une étude de recolonisation du substrat par les cirripèdes (photo 4.2.5).

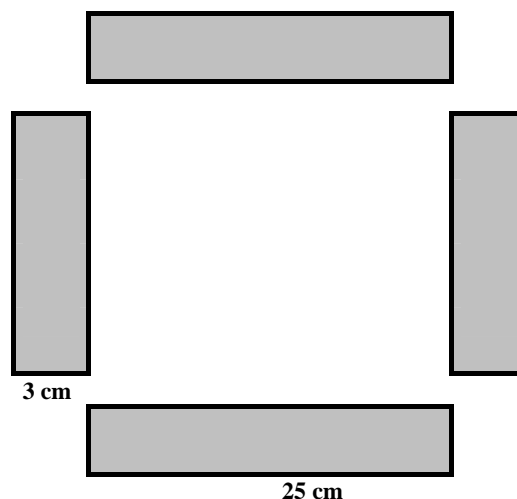


Photo 4.2.5 : Quadrats pour l'étude du recrutement des cirripèdes

Dans ce but, des comptages puis des grattages sont réalisés sur les mêmes séries de quadrats (75 cm^2) à trois périodes de l'année, en fin d'hiver (mars - avril), fin de printemps (juin) et fin d'été (septembre). Ceci permet de cerner l'importance de la fixation des recrues selon les saisons et d'établir le bilan global de recolonisation annuelle. Afin de limiter l'invasion des surfaces mises à nu par les espèces d'épifaune vagile (patelles, littorines) les quadrats rectangulaires sont de faible largeur (3 cm x 25 cm). La disposition des quatre quadrats est représentée dans le schéma ci-dessus.

4.2.3. Résultats

4.2.3.1. Etude de recolonisation par les cirripèdes

4.2.3.1.1 Résultats 2010

La recolonisation notée lors d'une mission donnée est le résultat du recrutement saisonnier en cours, diminué d'une mortalité (non quantifiée) intervenue entre la date de fixation des cypris (larves métamorphosées) sur le substrat et la date d'observation.

Le recrutement de cirripèdes atteint en 2010, 499 individus par 75 cm². Il est en hausse pour la troisième année consécutive mais reste encore inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2010 (531 individus). Le maximum atteint 2259 individus par 75 cm² en 1986, le minimum 55 en 1990 (figure 4.2.1).

Recrutement annuel

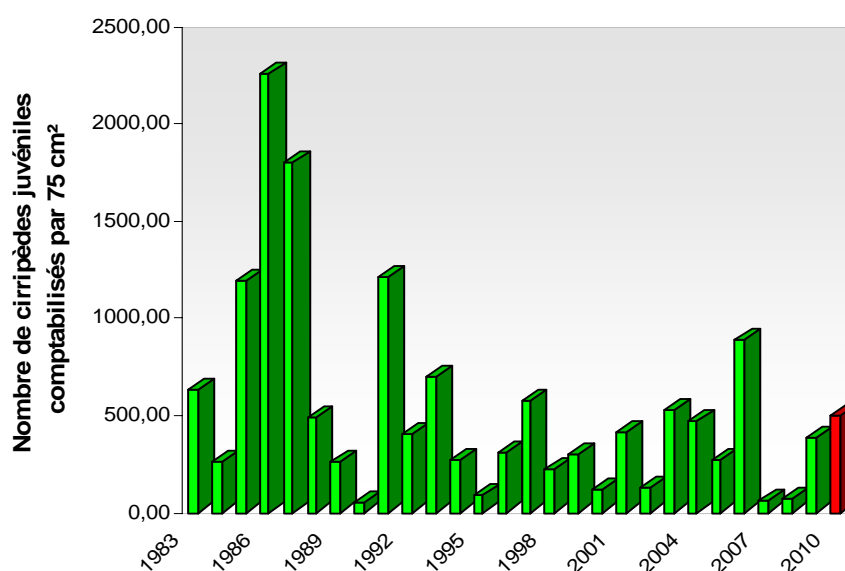


Figure 4.2.1 : Recrutement annuel (somme des recrutements comptabilisés en mars, juin et septembre aux 4 stations sur les quadrats de 75 cm²)

Comme en 2009, l'abondance des recrues a été plus élevée à Quédoy et au Sémaphore et plus faible à Diélette (tableau 4.2.1).

	Rozel	Sémaphore	Quédoy	Diélette
Recrutement automno-hivernal	243	179	309	80
Recrutement printanier	178	433	353	209
Recrutement Comptages septembre	1	9	2	2
Bilan annuel	422	621	664	291

Tableau 4.2.1 : Nombre de cirripèdes métamorphosés, comptabilisés par 75 cm² en 2010

Le recrutement printanier, comptabilisé lors des missions en juin et/ou quelquefois en mars si la métamorphose des cirripèdes est précoce, peut représenter selon les années, jusqu'à 99 % du phénomène annuel toutes stations confondues. C'est le cas en 2010, avec un recrutement printanier déjà bien amorcé en mars (41 % du recrutement annuel).

Ce recrutement concerne principalement *Semibalanus balanoides*, dont la reproduction a lieu principalement en hiver, quand la température de l'eau de mer est inférieure à 14 °C. Les larves se fixent en fin d'hiver et début de printemps.



Photographie 4.2.6 : Recrutement printanier de *Semibalanus balanoides* en mars 2010

Le recrutement estival, beaucoup plus faible, seulement 1 % du recrutement total en 2010, concerne en priorité les espèces *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*.

4.2.3.1.2 Recrutement et température de l'air

	Air	Eau		Air	Eau	
1986	2,20	6,80		2003	6,96	8,70
1987	2,90	7,21		1988	7,20	8,41
1985	4,10			1994	7,24	8,65
1991	4,41	7,44		2001	7,42	8,92
1997	4,86	7,88		2004	7,61	8,71
2010	5,08	7,84		2000	7,65	9,53
1983	5,20			1989	7,80	8,28
1996	5,80	8,12		1999	7,88	9,31
2009	6,01	8,25		1995	8,00	9,67
2006	6,20	7,92		1998	8,06	9,28
1984	6,40			2008	8,07	9,80
2005	6,54	8,38		2002	8,33	9,88
1992	6,56	8,64		1990	8,70	8,86
1993	6,56	8,74		2007	9,20	10,20

Tableau 4.2.2 : Température mensuelle minimale de l'air au Cap de La Hague (1983-2010), source Météo France, et de l'eau de mer à Flamanville (1986-2010), source EDF. Les années sont classées selon l'importance croissante des températures de l'air

Une relation entre la température de l'air et l'importance du recrutement printanier du mois le plus froid de l'année a été mise en évidence (Drévès, 1993 ; température

moyenne de l'air et/ou de l'eau du mois le plus froid de l'année ; tableau 4.3 & figure 4.2.2). Plus les températures hivernales sont basses, plus le recrutement de *Semibalanus balanoides* est important. C'est à cette période de l'année que s'opère la libération des larves de *Semibalanus balanoides* dans le milieu marin. La température du milieu a donc une influence sur cette étape de la reproduction.

Comme pour les autres années, les valeurs 2010 confirment cette hypothèse.

Les températures hivernales en 2010, relativement basses, ont favorisé un renouvellement important de *Semibalanus balanoides*.

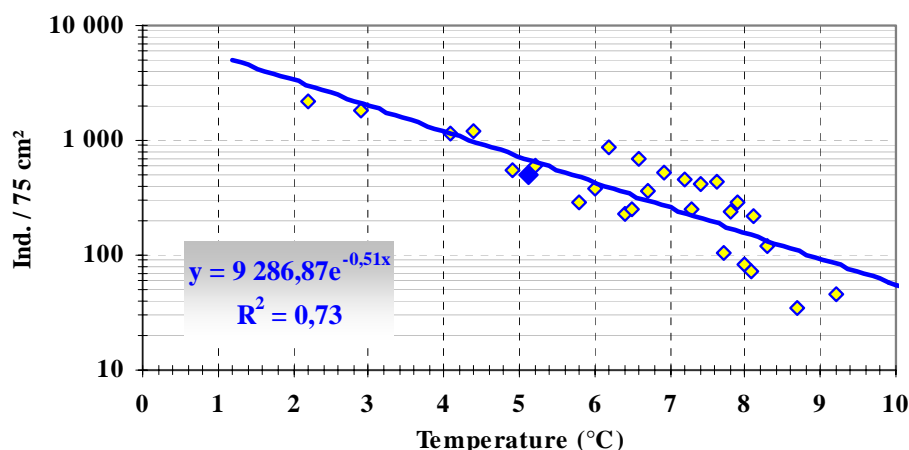


Figure 4.2.2 : Recrutement printanier des crustacés cirripèdes aux abords de Flamanville sur la période 1983/2010 (nombre d'individus par 75 cm², exprimé en fonction de la température mensuelle moyenne de l'air du mois le plus froid de l'hiver [°C])
Le recrutement 2010 est figuré en bleu

4.2.3.2. Evaluation des densités de cirripèdes

La tendance générale observée sur la période 1983 à 2010 s'oriente à la baisse (figure 4.2.3). Cependant pour la deuxième année consécutive, la densité moyenne de cirripèdes est en hausse en 2010.

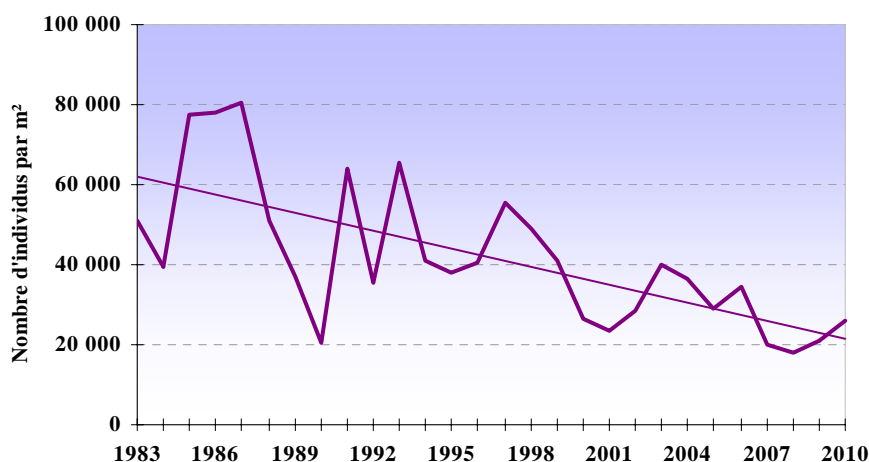


Figure 4.2.3 : Evolution des densités de cirripèdes, moyennes des quatre stations depuis 1983

Par rapport à l'année précédente les densités 2010 chutent au Sémaphore (figure 4.2.4) (surtout au niveau supérieur de la ceinture de cirripèdes) alors qu'aux trois autres stations elles augmentent (tableau 4.2.3).

Stations		Densité par strate	Surface occupée du substrat	Densité moyenne
Rozel	Point 1	38 171	70 %	30537
Rozel	Point 2	50 933	93 %	45840
Rozel	Point 3	49 280	95 %	46 816
Rozel	Point 4	53 000	90 %	50 350
Flamanville	Sem sup.	11 200	90 %	10 080
Flamanville	Sem inf.	40 200	90 %	36 180
Flamanville	Quédoy sup	13 680	40 %	5 472
Flamanville	Quédoy inf	45 067	70 %	31 547
Flamanville	Diélette sup	27 920	50 %	13 960
Flamanville	Diélette inf	51 680	50 %	11 080

Tableau 4.2.3 : Densités globales des cirripèdes en 2010 (nombre d'individus par m²)

L'observation des densités de cirripèdes montre des variations importantes d'une station à l'autre pouvant s'expliquer par l'étendue de la colonisation de la roche (influence de la nature du substrat et de son exposition), et l'importance du recrutement (surtout printanier) d'autre part. De 1983 à 2009, les densités des populations de cirripèdes du Rozel et du Sémaphore suivent globalement la même tendance, à la hausse ou à la baisse (figure 4.2.4). En 2010, à l'instar de 1986, ces deux sites présentent une évolution divergente de leurs densités, sans que ce constat puisse s'expliquer..

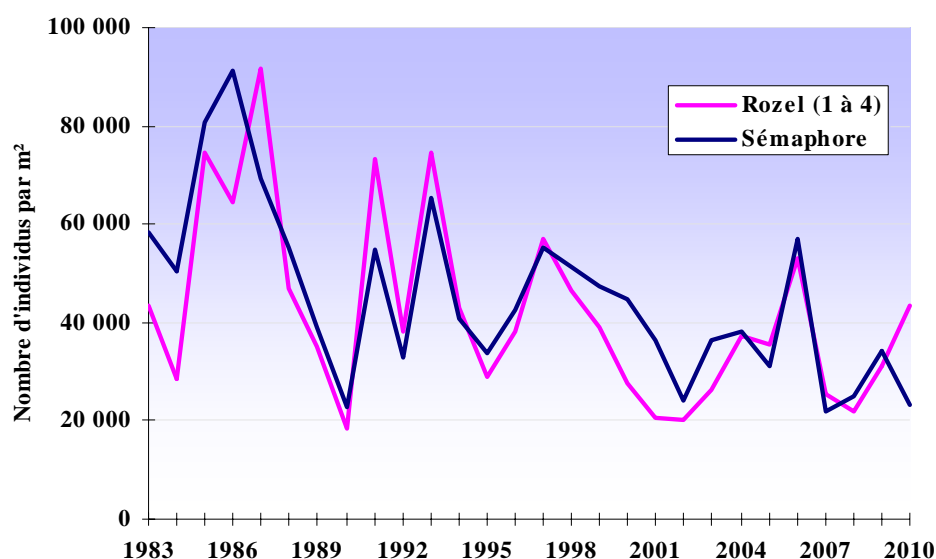


Figure 4.2.4 : Evolution des densités de cirripèdes au Rozel et au Sémaphore depuis 1983

4.2.3.3. Pourcentages et densités des différentes espèces de cirripèdes

Au niveau du domaine intertidal de ce secteur du nord-ouest Cotentin, quatre espèces de cirripèdes sont en compétition pour l'espace, à savoir :

Semibalanus balanoides, *Chthamalus stellatus*, *Chthamalus montagui* et *Elminius modestus* (figure 4.2.5 et photographie 4.2.7). Occasionnellement à ce niveau de l'estran, quelques spécimens de *Balanus perforatus* peuvent être rencontrés. Les proportions des différentes espèces de cirripèdes sont calculées à chaque station.

Principaux cirripèdes en zone intertidale sur Flamanville

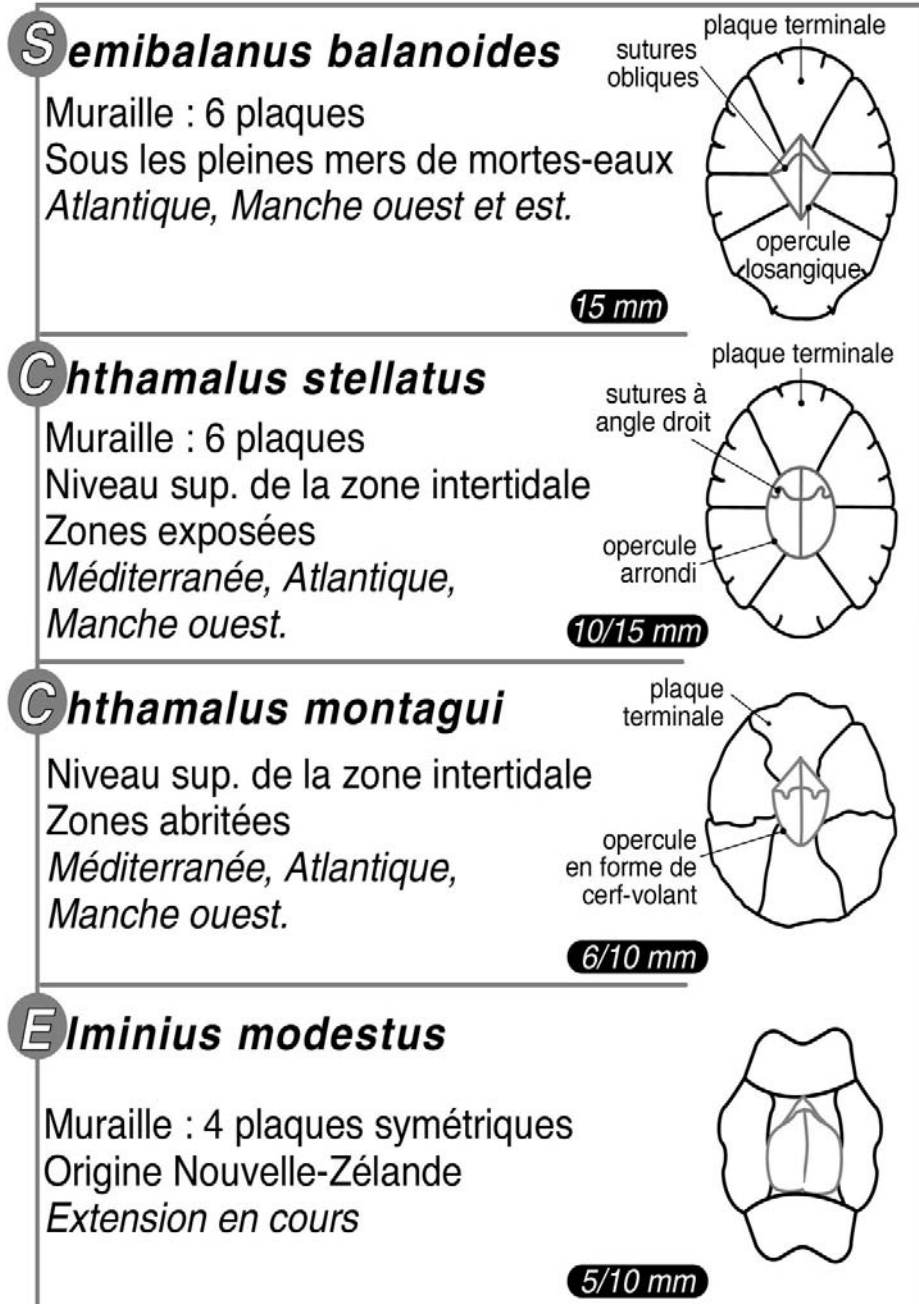
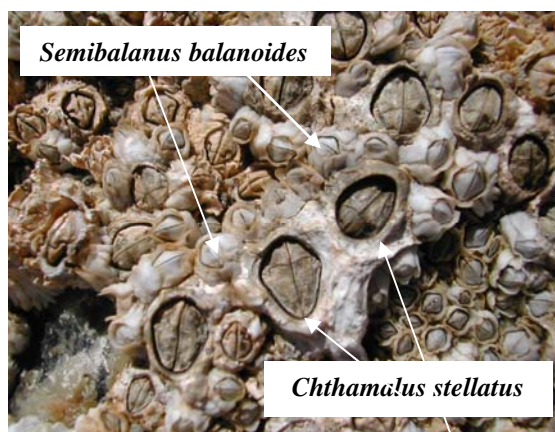


Figure 4.2.5 : Les différentes espèces de cirripèdes rencontrées dans la région de Flamanville



Photographie 4.2.7 : Cirripèdes à la station du Sémaphore

4.2.3.3.1 Résultats 2010

Semibalanus balanoides reste, depuis le début des observations, l'espèce dominante dans la région de Flamanville (figure 4.2.6).

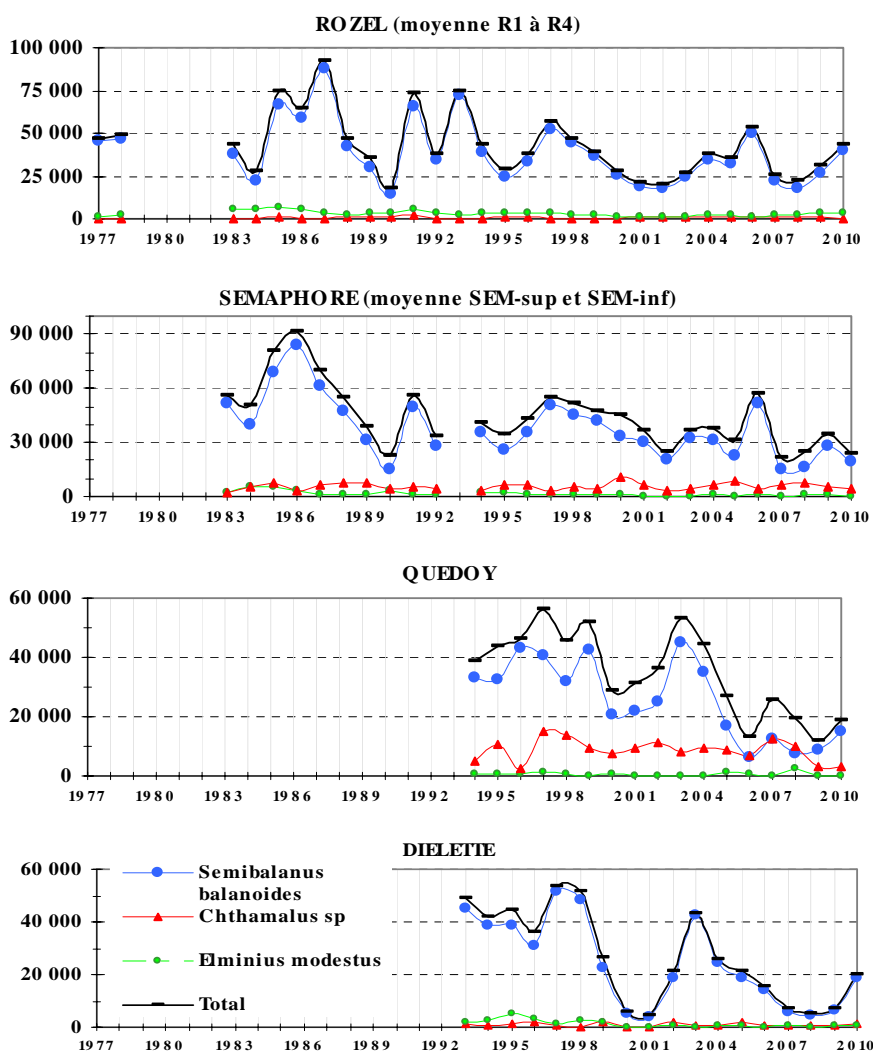


Figure 4.2.6 : Evolution, en nombre d'individus par m², des densités des quatre espèces de cirripèdes depuis 1983

Sa densité est en hausse aux différentes stations, excepté au Sémaphore. Elle représente en 2010, 93 % du total des cirripèdes à Diélette, 92 % au Rozel, 82 % au Sémaphore et 81 % à Quédoy (figures 4.2.7 et 4.2.8).

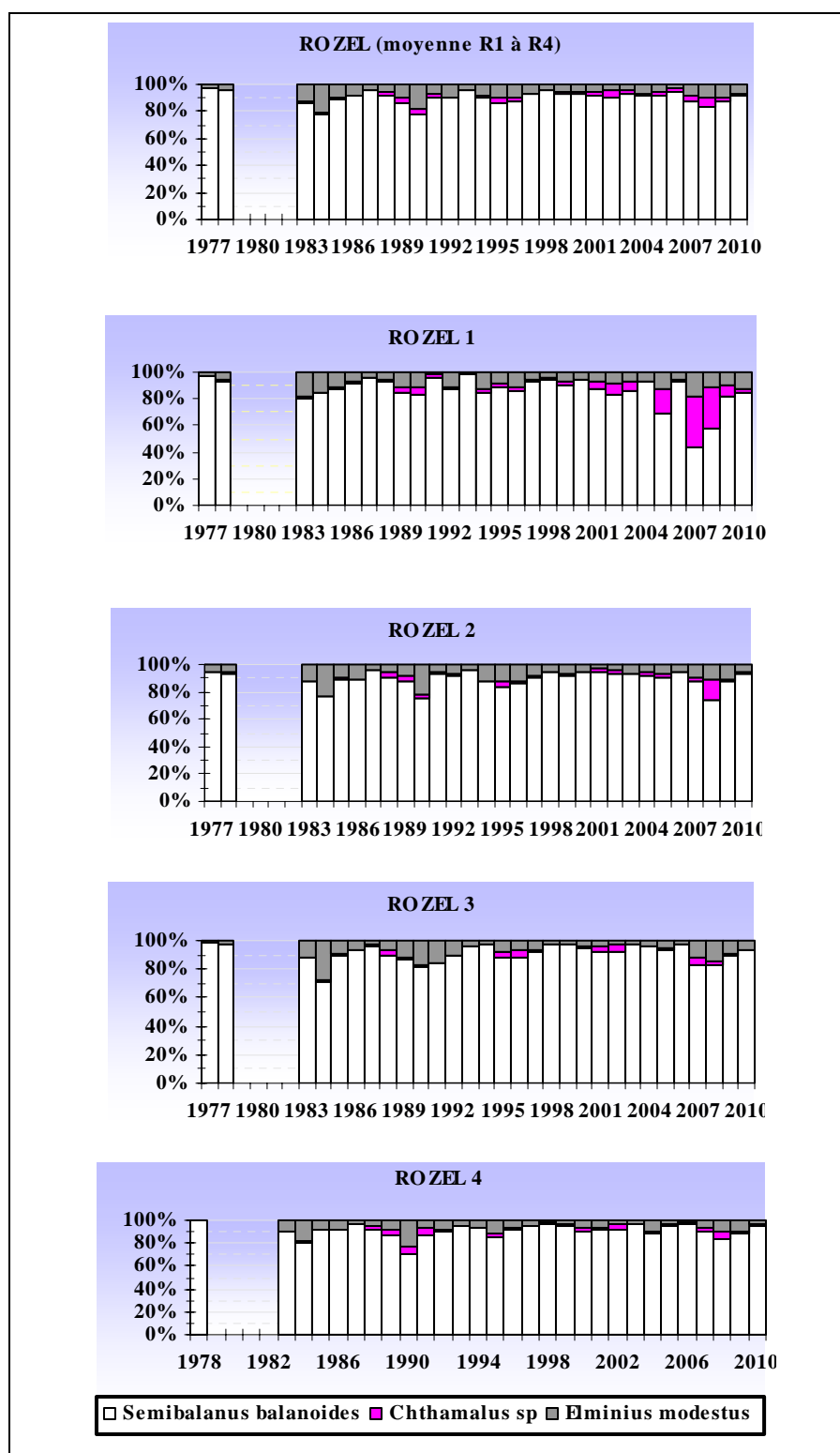


Figure 4.2.7 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes à la pointe du Rozel depuis 1977 (Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)

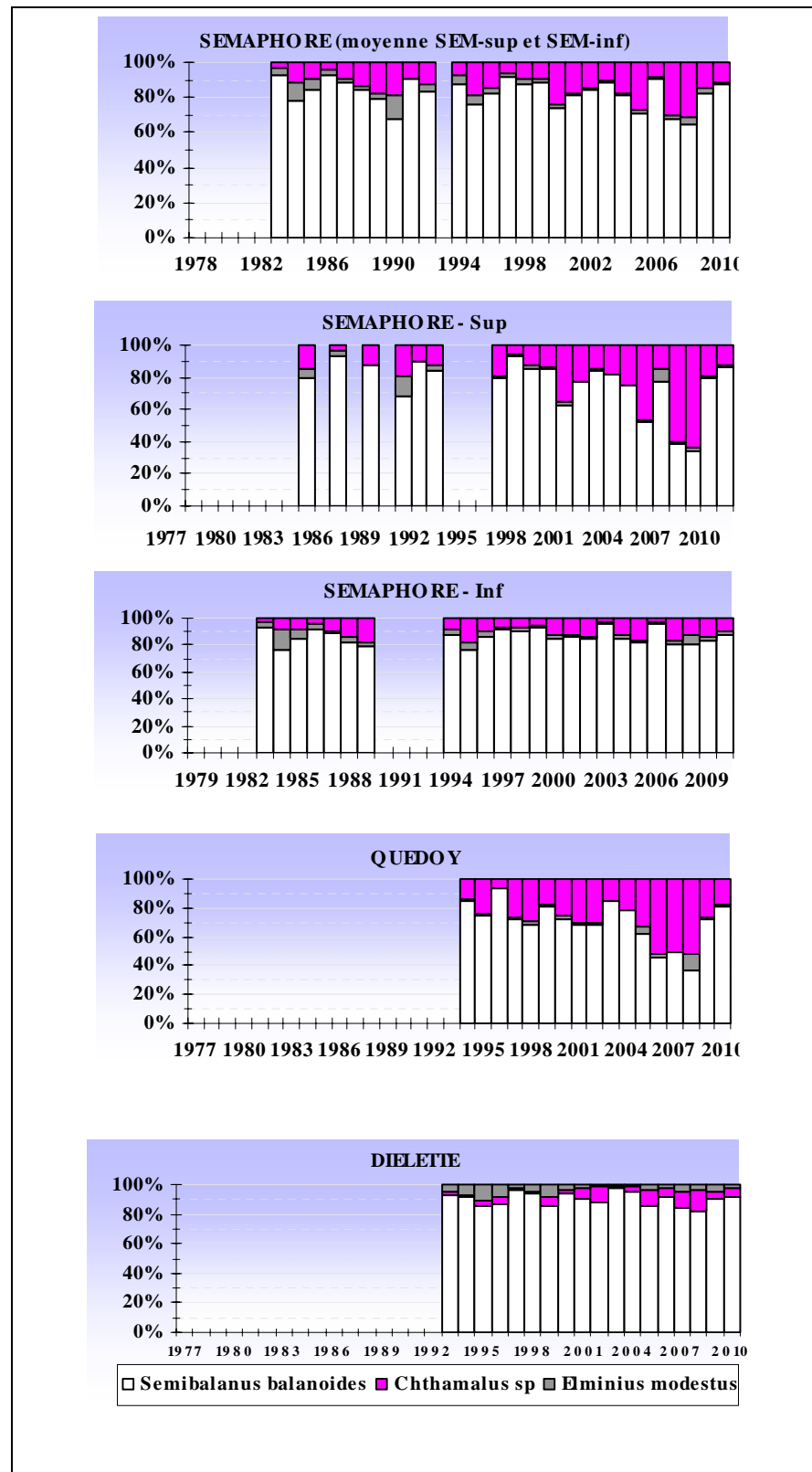


Figure 4.2.8 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes au cap de Flamanville depuis 1983 (Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)

Le nombre de Chthamales, *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, baisse en 2010. Cette baisse est plus remarquable à Quédoy et au Sémaphore, sites où ces espèces sont bien représentées, notamment dans la partie supérieure de la ceinture. A Quédoy, leur importance diminue de 52 % en 2008, 27 % en 2009 à 18 % en 2010.

L'importance des Chthamales observés depuis le début des études est minimale au Rozel (2 % en moyenne), faible à Diélette (5 %), points où le substrat est schisteux. Elle est plus élevée en bas du sémaphore (14 %) et maximale à Quédoy (28 %), points où le substrat est granitique. Ces deux points présentent également la particularité d'être les plus proches de la centrale.

Quant à *Elminius modestus*, sa présence dans le peuplement reste faible, seulement 2 % à Quédoy, 3 % au Sémaphore, 4 % à Diélette et 8 % au Rozel.

4.2.3.3.2 Influence de la température

De même que le recrutement printanier de *Semibalanus balanoides* est proportionnel à la rigueur de l'hiver (figure 4.2.2), un essai de corrélation des densités présentes en fin d'été pour ces quatre espèces est tenté avec la température annuelle moyenne de l'air (figure 4.2.9).

C'est dans la partie supérieure des ceintures de cirripèdes que se développent *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, espèces plus méridionales, supportant mieux des hausses de températures et une dessiccation plus longue que *Semibalanus balanoides* mais supportant moins des hivers rigoureux.

En 2010, comme en 2009, les températures hivernales ont favorisé la reproduction et le développement de *Semibalanus balanoides* mais n'ont pas été propices aux Chthamales.

Elminius modestus semble être moins affecté par les variations de température.

Au cours des périodes étudiées, les densités de *Semibalanus balanoides* décroissent en fonction de l'élévation de la température moyenne annuelle de l'air, confortant la relation établie entre recrutement printanier et rigueur hivernale.

A l'inverse, les densités de Chthamales augmenteraient en fonction de l'élévation de la température moyenne annuelle de l'air, tant au cap de Flamanville qu'à la pointe du Rozel. L'augmentation semblerait plus importante dans l'anse de Quédoy, point le plus proche de la centrale.

En tout état de cause, l'impact des variations météorologiques (ici, la température de l'air qui agit sur celle de l'eau) semble donc dominant, par rapport à d'autres facteurs, sur les fluctuations d'abondance des cirripèdes du genre *Chthamalus* dans ce secteur de l'ouest-Cotentin.

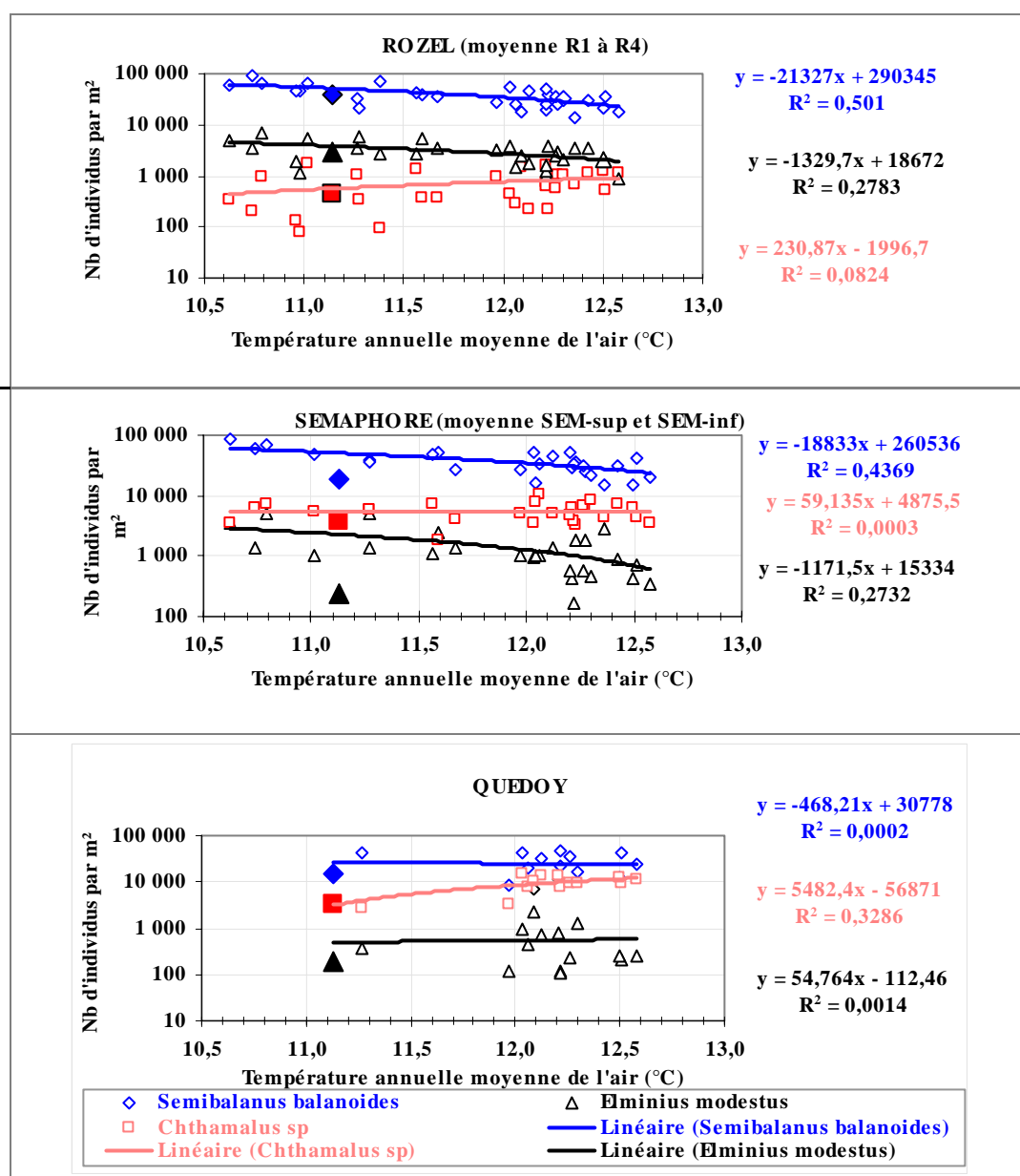


Figure 4.2.9 : Evolution des densités des cirripèdes intertidaux, à la pointe du Rozel (1977-2010), en bas du sémaphore de Flamanville (1983-2010) et dans l'anse de Quédoy (1994-2010), en fonction de la température annuelle moyenne de l'air au cap de La Hague., Valeurs 2010 en symboles colorés

4.2.3.4. Evaluation des densités des principales espèces accompagnatrices

Les cirripèdes abritent une microfaune abondante et variée. Ainsi, l'analyse des prélèvements effectués en septembre nous révèle différentes espèces de Gastéropodes (*Littorina saxatilis*, *Mélarhaphé neritoides*), de Bivalves (*Lasaea adansoni*), d'Annélides polychètes, d'Amphipodes, d'Isopodes (*Campecopea hirsuta*) et même d'Acariens (tableau 4.2.4).

	Rozel 1	Rozel 2	Rozel 3	Rozel 4	Rozel moyenne	Sémaphore	Quédoy	Diélette
ANNELIDES								
Polychètes errants								
<i>Nereidés</i>				48	48	16		
Polychètes sédentaires								
<i>Spionidés</i>								
<i>Polydora</i>				80	80			
MOLLUSQUES								
Bivalves								
<i>Lasaeidés</i>								
<i>Lasaea adansoni (rubra)</i>	64	584	504	1000	538	284	16	24
<i>Mytilidés</i>								
<i>Modiolus</i>				16	16		16	
Gastéropodes								
<i>Patellidés</i>								
<i>Patella</i>	38	43	43	93	54	154	79	38
<i>Littorinidés</i>								
<i>Littorina saxatilis</i>	360	88	136	176	190	1520	192	112
<i>Melarhappe neritoides</i>	136	392	240	248	254	308	224	48
<i>Trochidés</i>								
<i>Gibbula pennanti</i>								
<i>Gibbula umbilicalis</i>								16
<i>Osilinus lineatus</i>	32				32			
CRUSTACÉS								
Amphipodes		16	16	32	21	296	216	16
Isopodes								
<i>Sphaeromatidés</i>								
<i>Campecopea hirsuta</i>	176	896	1312	1248	908	17	160	192
Tanaidacés								
<i>Tanais dulongii</i>				16	16			
ARTHROPODES								
Insectes								
<i>Neanuridés</i>								
<i>Lipura maritima</i>						32		
<i>larves de Diptères</i>	32	248	408	592	320	18		272
Arachnidés								
<i>Acarina</i>		2368	3608	1944	2640			

Tableau 4.2.4 : Faune associée aux cirripèdes, nombre d'individus par m²

L'abondance des différentes espèces accompagnatrices reste très irrégulière d'une année à l'autre et aussi d'une station à une autre. Ainsi en 2010, *Lasaea adansoni* varie de 16 à 1000 individus par m² respectivement à Quédoy et au Rozel 4. Cycles, influence du milieu... Il est très difficile d'interpréter les résultats, quelques tendances peuvent toutefois être observées.

*Campecopea hirsuta**Nereidé**Melarhaphe neritoides**Littorina saxatilis**Lasaea adansonii**Amphipodes*

Les densités de *Littorina saxatilis* chutent régulièrement depuis 1985, atteignant des minima en 2008. En 2010, pour la seconde année consécutive, les densités de *Littorina saxatilis* sont en augmentation aux quatre stations, et sont particulièrement fortes au Sémaphore (figure 4.2.10).

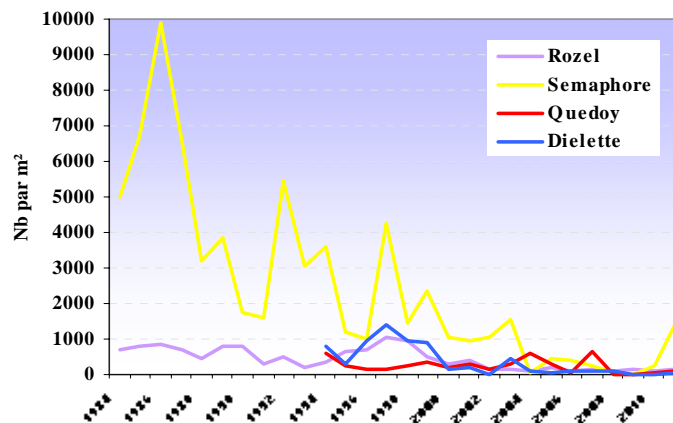


Figure 4.2.10 : Evolution des densités de *Littorina saxatilis* dans les populations de cirripèdes

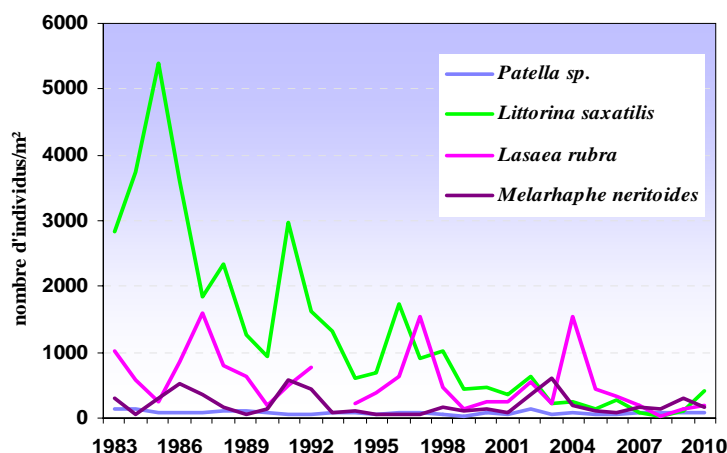


Figure 4.2.11: Evolution des densités des principaux mollusques présents dans les populations de cirripèdes (moyennes des 4 stations suivies)

4.3. Conclusion

► En baisse pour la quatrième année consécutive, la biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus* évaluée en 2010 sur le platier de Diélette, atteint sa valeur minimale observée depuis 1983.

C'est en limite supérieure, soit dans le haut niveau de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable.

Cette baisse de la biomasse algale particulièrement marquée à Flamanville depuis quelques années est constatée sur d'autres secteurs en Manche, notamment dans la région de Paluel.

Quoique particulièrement bas en fin de printemps 2010, le pourcentage de thalles fertiles atteint un niveau élevé en septembre. En effet, 99 % des algues bagueées présentent un développement du cycle de la reproduction.

Malgré un développement plus tardif du cycle de reproduction, *Fucus serratus* présentait un taux de fertilité tout à fait conforme aux valeurs habituelles en septembre 2010.

► Le recrutement des cirripèdes est en hausse pour la troisième année consécutive mais reste encore inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2010. Les températures hivernales relativement basses ont favorisé un renouvellement printanier important de *Semibalanus balanoides* confortant une fois de plus la relation établie entre la rigueur de l'hiver et le recrutement printanier des cirripèdes.

Le recrutement estival, concernant en priorité les espèces *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, a été beaucoup plus faible.

Comme en 2009, l'abondance des recrues a été plus élevée à Quédoy et au Sémaphore et plus faible à Diélette.

La densité moyenne de *Semibalanus balanoides*, espèce dominante dans la région de Flamanville depuis le début des observations, augmente aux différentes stations, excepté au Sémaphore.

Le nombre de Chthamales, *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, baisse en 2010. Cette baisse est plus remarquable à Quédoy et au Sémaphore, sites où ces cirripèdes sont habituellement bien représentés.

Quant à *Elminius modestus*, sa présence dans le peuplement reste faible.

En 2010, comme en 2009, les températures ont favorisé la reproduction et le développement de *Semibalanus balanoides* mais n'ont pas été propices aux Chthamales.

Elminius modestus semble être moins affecté par les variations de température.

L'abondance de la faune associée aux cirripèdes reste très irrégulière et varie beaucoup d'une station à l'autre. Ainsi en 2010, *Lasaea adansoni* varie de 16 à 1000 individus par m² respectivement à Quédoy et au Rozel 4. Les densités de *Littorina saxatilis*, globalement en baisse depuis 1985, sont en augmentation aux quatre stations, et particulièrement fortes au Sémaphore.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites en 2010 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

5. Le domaine halieutique

Etude et rapport réalisés au sein de l'Ifremer par

<i>Jocelyne</i>	<i>Martin</i>	<i>DOP/DCN/EMH</i>
<i>Ivan</i>	<i>Schlaich</i>	<i>DOP/DCMMN/HMMN/RHPEB</i>

*avec la collaboration de
pour les missions en mer*

<i>Olivier</i>	<i>Berthelé</i>	<i>DOP/DCN/EMH</i>
<i>Paul</i>	<i>Bourriau</i>	<i>DOP/DCN/EMH</i>
<i>Anne</i>	<i>Comte</i>	<i>DOP/DCN/EMH</i>
<i>Jérôme</i>	<i>Quinquis</i>	<i>DOP/DCMMN/HMMN/RHPEB</i>
<i>Dominique</i>	<i>Miossec</i>	<i>DOP/DCB/STH/LBH</i>
<i>Flore</i>	<i>Rimond</i>	<i>DOP/DCMMN/HMMN/RHPEB</i>

et du Laphy pour le tri des larves d'araignée.

5.1. Larves de crustacés

5.1.1. Matériel et méthodes

5.1.1.1. **Nature et fréquence des observations. Localisation des points de mesures**

Comme pour les autres sites étudiés, les observations effectuées à Flamanville comprennent des pêches de zooplancton auxquelles sont associés des relevés hydrologiques. Le calendrier des missions est donné dans la première partie du rapport (tabl. 1.2.1 page 18). Les six missions prévues par le contrat depuis 1997 se sont déroulées cette année du 9 juin au 2 septembre à bord du chalutier artisanal le *SALTIMBANQUE* avec des intervalles de temps compris entre treize et vingt neuf jours. L'intervalle de 29 jours entre la quatrième et la cinquième mission est dû à un effectif de personnels aptes à l'embarquement en baisse depuis 2008.

L'échantillonnage du zooplancton et les relevés hydrologiques sont, depuis 1988, réalisés en quatre points dont la position est indiquée sur la figure 1.2.1 page 17 : le point *canal d'amenée*, le point *rejet* et deux points hors tache thermique (le point 3 étudié depuis le début des études et le point *référence* plus côtier et commun à l'étude du domaine pélagique). Au cours des deux missions allégées ajoutées au contrat en 1997 afin de mieux cerner le pic d'éclosion des zoés d'araignée de mer, seuls ces deux derniers points sont étudiés.

Dans la mesure du possible, la date des campagnes est choisie en fonction des coefficients de marée les plus faibles et, au moins pour les points *canal d'amenée* et *rejet* très proches l'un de l'autre, les mesures sont faites aux alentours de la renverse de courant (généralement renverse de flot qui a lieu environ trois heures après la pleine mer du port de Saint-Malo ; annexe 5.1).

5.1.1.2. **Paramètres hydrologiques**

Depuis 1984, deux paramètres seulement sont mesurés à chaque point : la température de l'eau et sa salinité. Les relevés sont faits à deux niveaux (subsurface et voisinage du fond) ; la sonde utilisée cette année est la sonde CTD SEABIRD – modèle Sbe 19 n° de série 2649 — de grande précision ($1.10^{-2}^{\circ}\text{C}$ pour les mesures de température et $1 \cdot 10^{-2}$ eps [échelle pratique de salinité] pour les mesures de salinité). Les données manquantes sont la conséquence malheureuse d'une pile neuve qui s'est avérée défectueuse (voltage et dimensions physiques différentes) lors de la lecture des enregistrements à la fin de la saison.

5.1.1.3. **Zooplancton**

L'engin utilisé pour les pêches de larves d'araignée est un échantillonneur de type Bongo grand modèle conçu pour l'échantillonnage de l'ichtyoplancton. Ses caractéristiques et ses performances ont été notamment décrites par Sherman et Honey (1971), Smith (1974), Schnack (1974), Aldebert (1975), Arbault et Lacroix (1975).

Pour les pêches de larves de homard de plus grande taille et plus dispersées, nous utilisons un échantillonneur neustonique d'ouverture plus large et de maillage supérieur.

5.1.1.3.1 Description des échantillonneurs

Bongo grand modèle

L'échantillonneur Bongo grand modèle utilisé pour les études de sites comporte deux filets de maillage 505 μm montés sur une même armature et pêchant en même temps. Chaque filet a un diamètre d'ouverture de 0,61 m, mesure 3 m de longueur et présente une partie cylindrique à l'avant du cône de filtration terminal. A chaque embouchure du couple de filets est fixé un débitmètre (2030 *Digital Flowmeter* 10 à 500 cm.s^{-1} de General Oceanics) permettant le calcul des volumes d'eau filtrés. Un dépresseur en V de 40 kg environ assure la plongée et la stabilité de l'engin en pêche. Chaque filet se termine par un collecteur à oreilles où les organismes se rassemblent dans un volume d'environ 2 litres empêchant leur détérioration.

Neuston

Cet engin, utilisé par Nichols *et al.* (1980), se compose d'un cadre en tube d'aluminium (2 m x 0,80 m) sur lequel est monté un filet de forme conique ayant une longueur de 3 m ; le filet se termine aussi par un collecteur à oreilles. La maille utilisée, tant sur le filet que sur les oreilles du collecteur, est de 1 250 μm . Comme le Bongo, l'ouverture du *Neuston* est équipée d'un débitmètre (*Digital Flowmeter*) afin de calculer le volume d'eau filtré à chaque traict.

5.1.1.3.2 Méthode d'échantillonnage

La méthodologie d'échantillonnage du *Bongo* s'inspire du manuel de standardisation des méthodes (Jossi *et al.*, 1975) édité par le *North East Fishery Center* des Etats-Unis, notamment depuis 1984 où l'on a abandonné les paliers destinés à filtrer un volume d'eau plus important malgré la faible profondeur des eaux côtières.

Depuis 1984, la pêche se fait ainsi en traict oblique, depuis le fond jusqu'à la surface à une vitesse de 2 nœuds environ (1 m.s^{-1}). Le volume filtré au cours d'un simple traict oblique (comprenant la descente puis la remontée du filet) a varié cette année entre 13 m^3 et 278 m^3 . Les données concernant chaque traict (sonde, durée, volume filtré) sont indiquées dans l'annexe 5.1.

L'échantillonneur *Neuston*, utilisé en subsurface à partir de 1983, est totalement immergé depuis 1984 afin d'obtenir des volumes filtrés plus réalistes (par mer agitée, même faiblement, l'immersion aux 2/3 préconisée ne pouvait être effective).

Un deuxième *Neuston* a été utilisé simultanément pour échantillonner l'ensemble de la colonne d'eau de 1988 à 1998 ; selon la profondeur, deux ou trois traicts obliques étaient réalisés à la suite de façon à réaliser un traict de durée suffisante (environ 15 minutes) et similaire à celle du traict de surface. La comparaison des densités de larves de homard pêchées en subsurface et sur l'ensemble de la colonne d'eau au cours de ces onze années a montré (Drévès *et al.*, 2000) que les prélèvements de surface étaient plus adaptés à la récolte des larves de homard. C'est pourquoi nous n'effectuons plus de prélèvements au *Neuston* sur toute la colonne d'eau depuis 1999.

Les prélèvements sont toujours effectués de jour (annexe 5.1.) ce qui est important pour les prélèvements de surface, les larves étant réputées pour se diriger vers la lumière.

Après chaque traict, les filets sont rincés à l'eau de mer afin de rassembler les planctontes dans les collecteurs ; le contenu de chaque collecteur est recueilli dans des bocaux de 2 litres.

5.1.1.3.3 Conservation des échantillons

Les échantillons sont fixés à l'aide de la solution décrite par Mastail et Battaglia (1978) légèrement modifiée (Bigot, 1979). Ce liquide conservateur est réalisé à base de formol (solution saturée de formaldéhyde à 36 % environ en masse) neutralisé et dilué à 3 % en volume dans de l'eau de mer additionnée d'agents antioxydants et complexants.

5.1.1.3.4 Dépouillement des échantillons

Comme le prévoit le contrat depuis 1986, l'étude halieutique (partie œufs et larves) ne porte plus que sur le homard et l'araignée.

Les larves de ces deux espèces sont comptées sur la totalité des échantillons et leur stade est identifié.

5.1.1.4. **Saisie, stockage et traitement des données**

Les données brutes du comptage sont saisies au Centre Ifremer de Nantes sur micro-ordinateur où les effectifs, par espèce et stade de développement, sont ramenés à l'unité de volume filtrée (10 m³). L'ensemble des données est archivé sur la base Quadrige.

5.1.2. Résultats

Les résultats des paramètres hydrologiques (température et salinité), mesurés dans le cadre de l'étude halieutique, figurent annexe 5.2.

5.1.2.1. **Larves de homard, *Homarus gammarus* L. (annexe 5.3)**

La figure 5.1.1 qui rassemble tous les résultats obtenus depuis 1979 par prélèvement de subsurface, montre (symboles bleus) que les densités des trois stades zoés relevées au cours de l'été 2010 sont plutôt importantes (densité maximale proche de 0,08 par 10 m³) et la mégalope récoltée donne une densité de 0,007 par 10m³ du même ordre que celles précédemment observées.

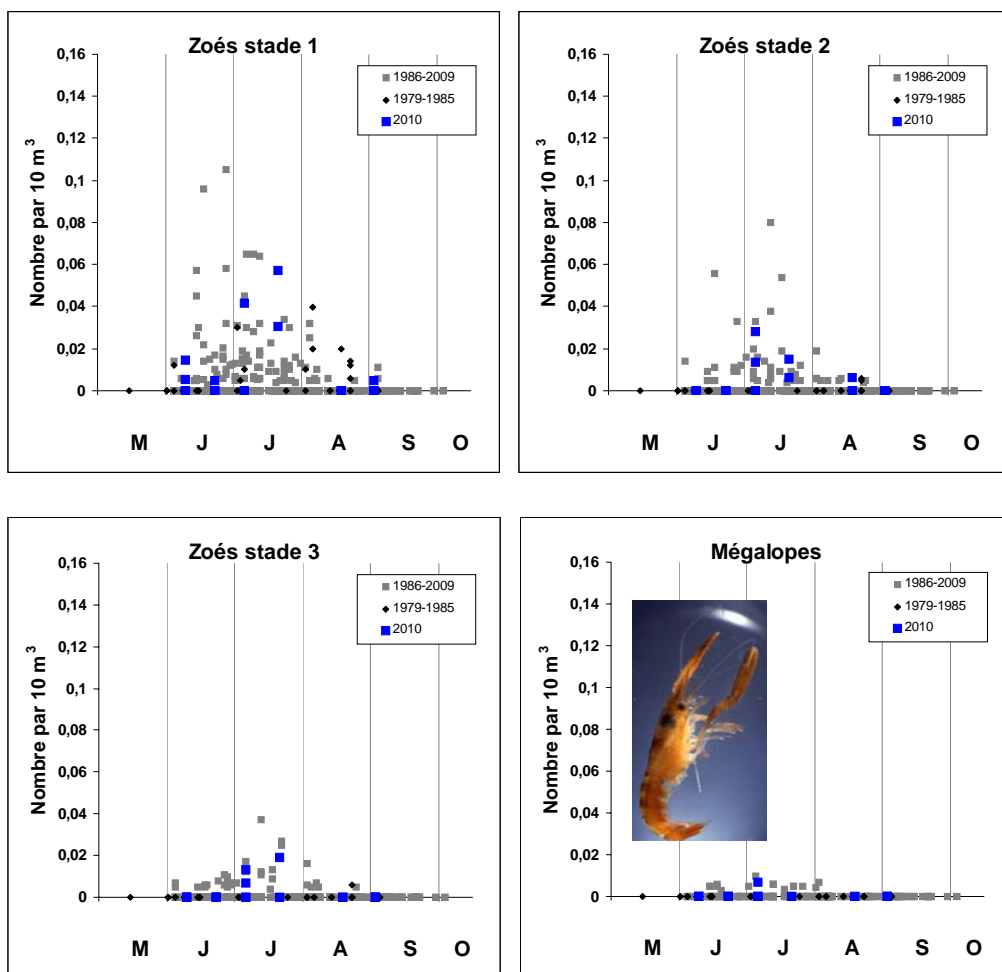


Figure 5.1.1 : Densité des quatre stades larvaires du homard relevés en subsurface depuis le début des études

Comme l'an passé plusieurs larves (4 zoés) ont été observées dans les prélèvements au Bongo et bien que les densités sont susceptibles d'être surestimées en raison de la présence d'une seule larve dans un faible volume, il se trouve que cette année elles sont du même ordre que celles obtenues avec le Neuston.

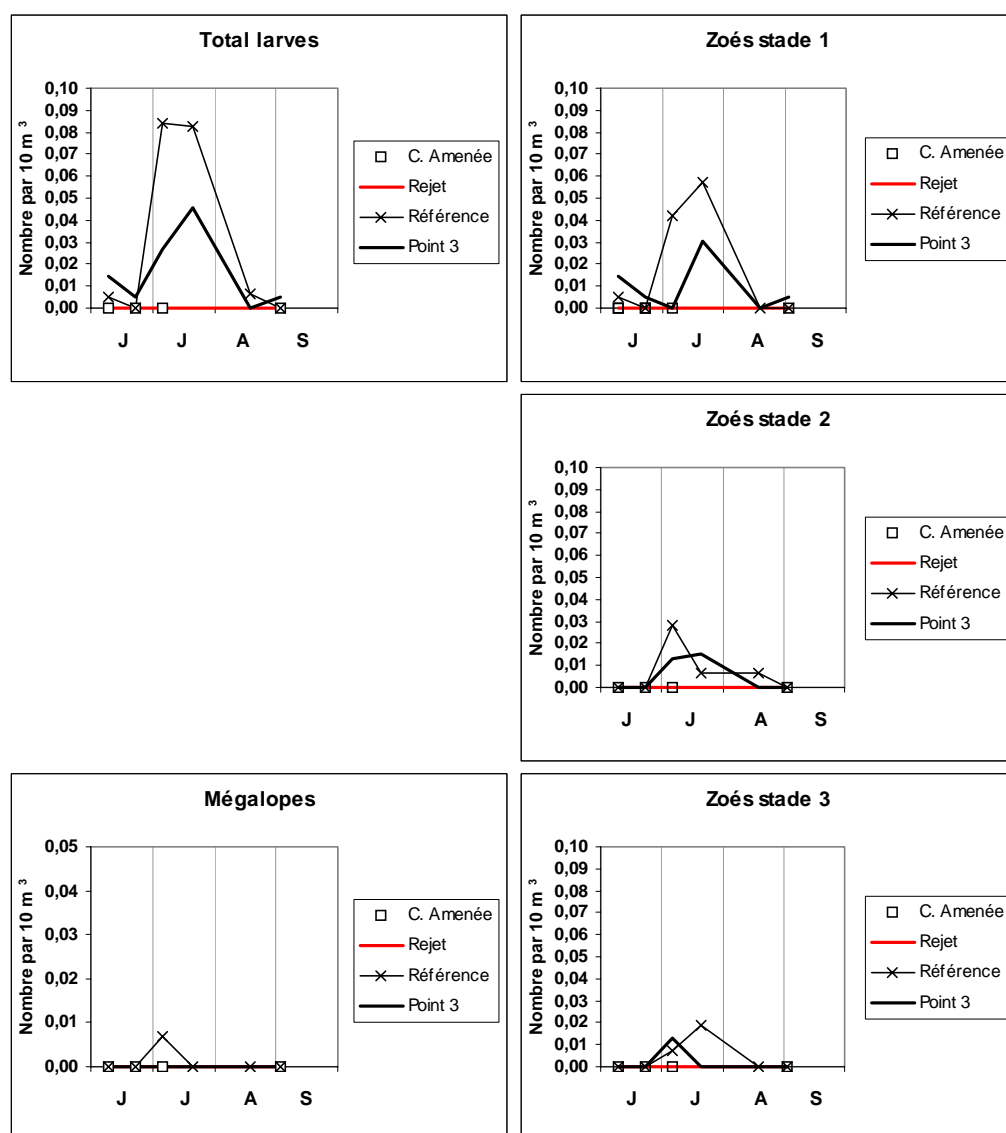


Figure 5.1.2 : Densité des quatre stades larvaires du homard *Homarus gammarus* relevés en subsurface en 2010

Les figures 5.1.2 et .5.1.3 relatives à l'année 2010 et respectivement aux récoltes de subsurface au neuston et sur toute la colonne d'eau au Bongo montrent que les larves de homard ont été observées au cours des six missions, soit du 9 juin au 2 septembre et que les quatre stades sont représentés. La courbe des stades 1 montre d'autre part que des éclosions se sont produites sur l'ensemble de cette saison avec un pic d'éclosions au mois de juillet.

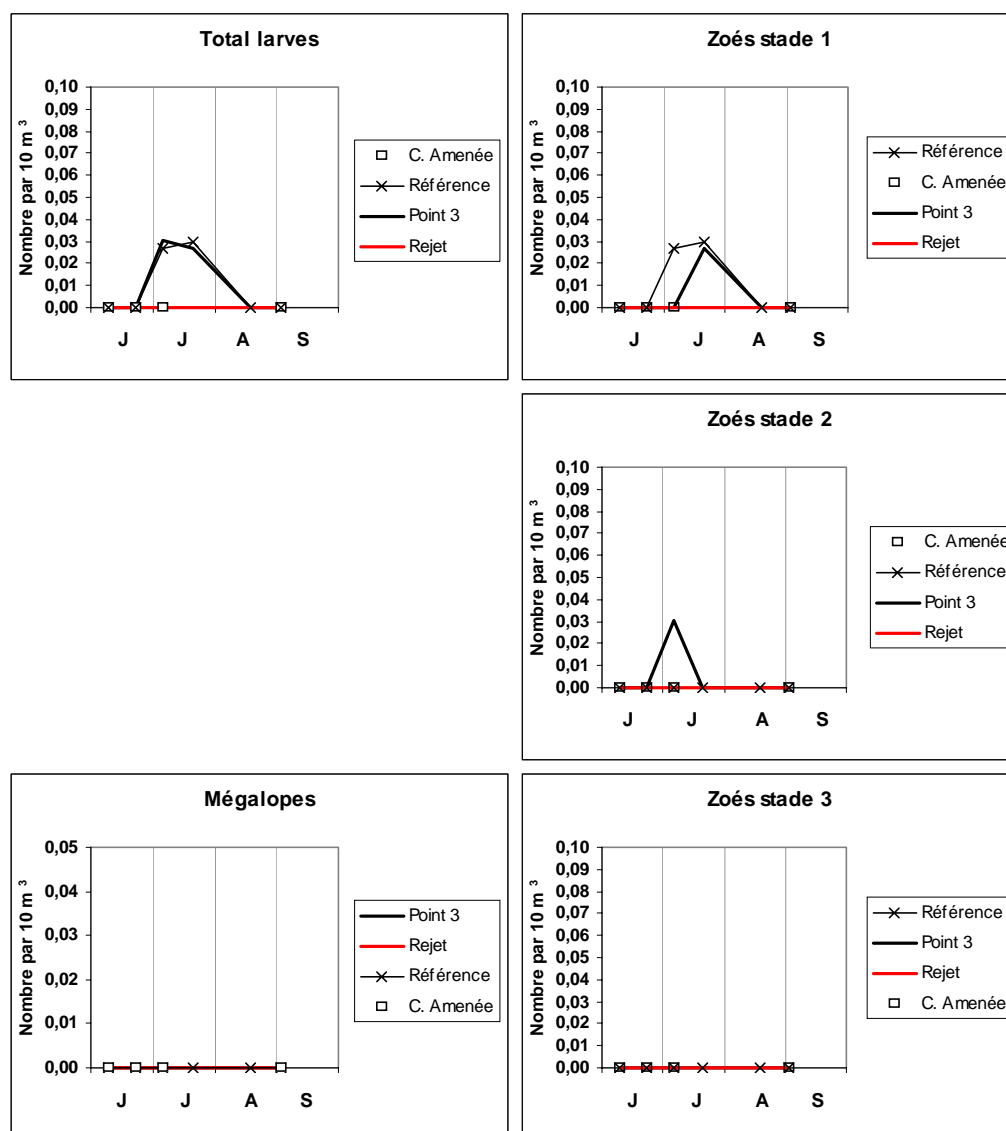


Figure 5.1.3 : Densité des larves du homard *Homarus gammarus* relevées au Bongo en 2010

La figure 5.1.4 qui illustre la répartition des larves aux différents points de prélèvement, montre que celles-ci se partagent entre le point référence et le point 3 avec, comme c'est souvent le cas, des densités supérieures au point référence ; aucune larve n'a été observée cette année aux environs du rejet où leur présence est plus sporadique. Leur absence dans les prélèvements du canal d'amenée est habituelle puisque nous n'en avons observé qu'une fois (en 2004) depuis 1988.

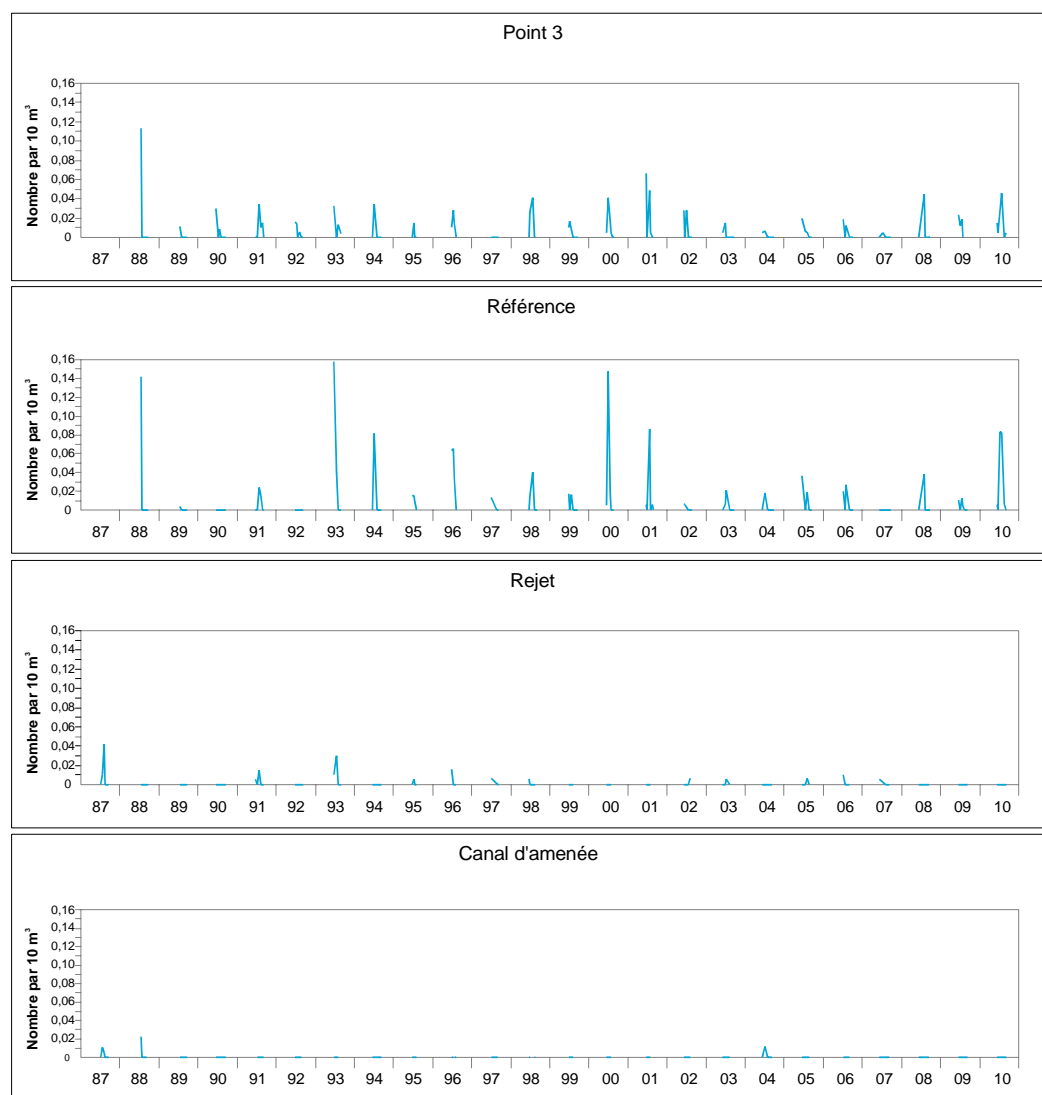


Figure 5.1.4 : Densité des larves de homard relevées en subsurface aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.2.2. Larves d'araignée, *Maja brachydactyla* Balss (annexe 5.4)

Les récoltes réalisées au point du large (point 3), régulièrement le plus riche en zoés d'araignée et situé en dehors de la tache thermique, nous ont permis d'étudier l'influence du climat sur la période d'éclosion de cette espèce. Nous reprenons ici les résultats de la publication de Martin & Planque (2006) sur les 20 années d'étude de surveillance (1986-2005).

La température de l'eau prise en compte est celle effectuée quotidiennement à l'entrée de la centrale depuis sa mise en fonctionnement (mesure E.D.F. "source amont site") ; même si les températures relevées dans cet endroit peu profond sont généralement supérieures (en moyenne $0,6 \pm 0,7^{\circ}\text{C}$) à celles du point 3 où sont échantillonnées les larves et celles de secteurs où se trouvent les femelles pendant l'incubation, voire avant la ponte, elles permettent néanmoins de comparer les cycles annuels entre eux avec une précision acceptable.

L'analyse de la corrélation entre la série de températures cumulées sur différentes périodes et la date d'apparition des zoés dans le plancton qui traduit le début des éclosions (Martin et Planque, 2006) a montré qu'il n'y avait pas de corrélation

significative entre la température de janvier et le démarrage des éclosions alors que la corrélation est significative à partir du mois de février et jusqu'en mai.

Ces résultats ont permis de construire un modèle prédictif de la date d'éclosion à partir des températures mesurées au cours de la période 1^{er} février-31 mai (figure 5.1.5, graphe gauche). Ce modèle montre qu'un accroissement de la température moyenne de 1°C entraîne une avance de 20 jours dans l'apparition des zoés dans le plancton. ; plus la quantité de chaleur reçue du 1^{er} février au 31 mai est forte, plus l'éclosion des zoés d'araignée s'avère précoce. Un décalage de 2 mois est observé entre les deux années extrêmes (1986 et 2002) qui montrent un écart de 3°C dans la température moyenne mesurée sur la période 1^{er} février-31 mai. Le modèle de droite (figure 5.1.5) construit à partir des températures mesurées sur une période plus courte, de 4 semaines seulement (1^{er} février-10 mars), explique déjà 75% de la variance. Il est donc possible de prédire la date d'apparition des premières zoés dans le plancton à partir du 10 mars avec une assez bonne précision.

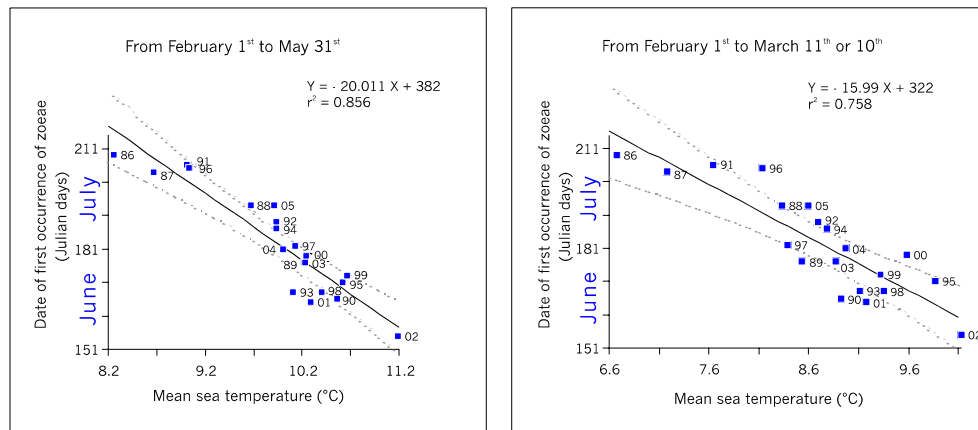


Figure 5.1.5 : Modèles prédictifs de la date d'apparition des zoés d'araignée de mer

En 2010, la température moyenne de l'eau mesurée à l'entrée de la centrale sur la période allant du 1^{er} février au 10 mars était de 7,8°C, température plutôt basse pour cette période ; selon la prédiction donnée par le modèle de droite on s'attendait à observer les premières zoés vers le 17 juillet. De fait au cours des trois premières missions situées avant cette date aucune larve n'a été observée. Le modèle de gauche établi à partir des températures de février à mai (moyenne 2010 : 9,1°C) prévoyait un début des éclosions situé à la même période (18 juillet). Lors de la mission du 20 juillet la presque totalité des zoés étaient au stade 1, preuve que les éclosions n'avaient pas commencées depuis très longtemps.

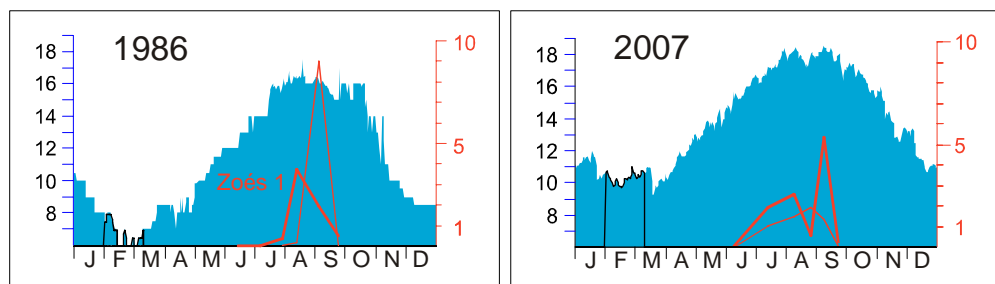


Figure 5.1.6 : Évolution saisonnière des zoés d'araignée lors des deux années extrêmes de la période 1986-2007

La figure 5.1.6 illustre pour les deux années extrêmes de la période 1986-2010 l'évolution saisonnière de la température de l'eau mesurée à l'entrée de la centrale et celle des zoés d'araignée au point 3. On voit que l'apparition précoce des zoés en 2007 (début juin) fait suite à une période février-mai très douce alors que le démarrage tardif observé en 1986 (fin juillet) s'explique par des températures moins clémentes de février à mai.

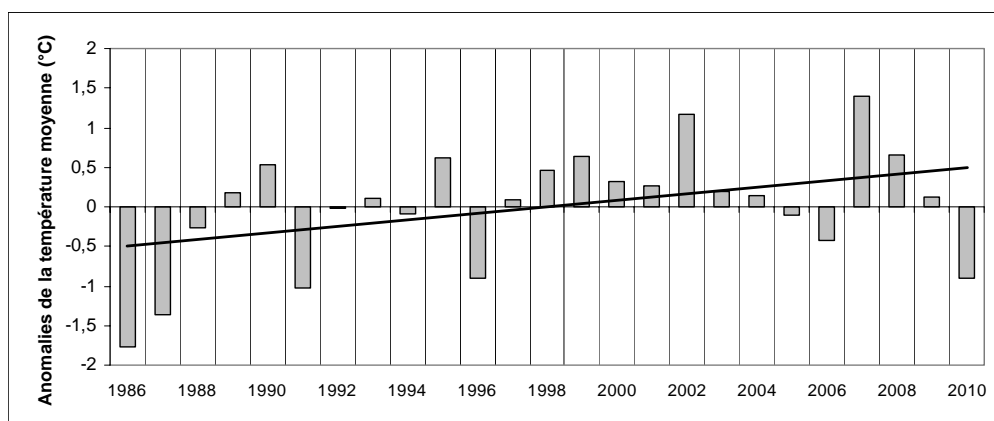


Figure 5.1.7. :Anomalies de la température moyenne sur la période février-mai

La tendance au réchauffement démontrée par Martin & Planque à partir de 20 années d'études, tendance observée aussi pour le site de Gravelines (Woehrling *et al.*, 2005) et au niveau mondial (IPPC, 2001) est illustrée par la figure 5.7 mise à jour pour les dernières années.

La courbe de variation de la densité de zoés au premier stade pour l'année 2010 (figure 5.1.8) révèle un pic d'éclosion important mi juillet avec 24,6 zoés par 10 m^3 , densité supérieure à celles observées antérieurement ; seule l'année 1983 demeure exceptionnelle avec 61 zoés par 10 m^3 . Il faut noter toutefois qu'en 1983 on ne faisait pas de réplicat en chaque point ; les résultats des deux réplicats indiqués dans l'annexe 5.4 permettent de constater que la densité de 24,6 zoés $1\text{ par }10\text{ m}^3$ est obtenue à partir des valeurs des deux prélèvements dont l'une atteint 41 zoés $1\text{ par }10\text{ m}^3$. La plupart du temps les résultats des deux prélèvements sont très proches mais ici il semble qu'on se soit trouvé juste au-dessus de femelles présentant des œufs en éclosion car nous avons observé dans le prélèvement une grande quantité de prézoés, stade très rarement observé dans le plancton car il ne dure que quelques heures ; dans l'annexe 5.4 et la figure 5.1.8 nous les avons inclus dans les zoés stade 1

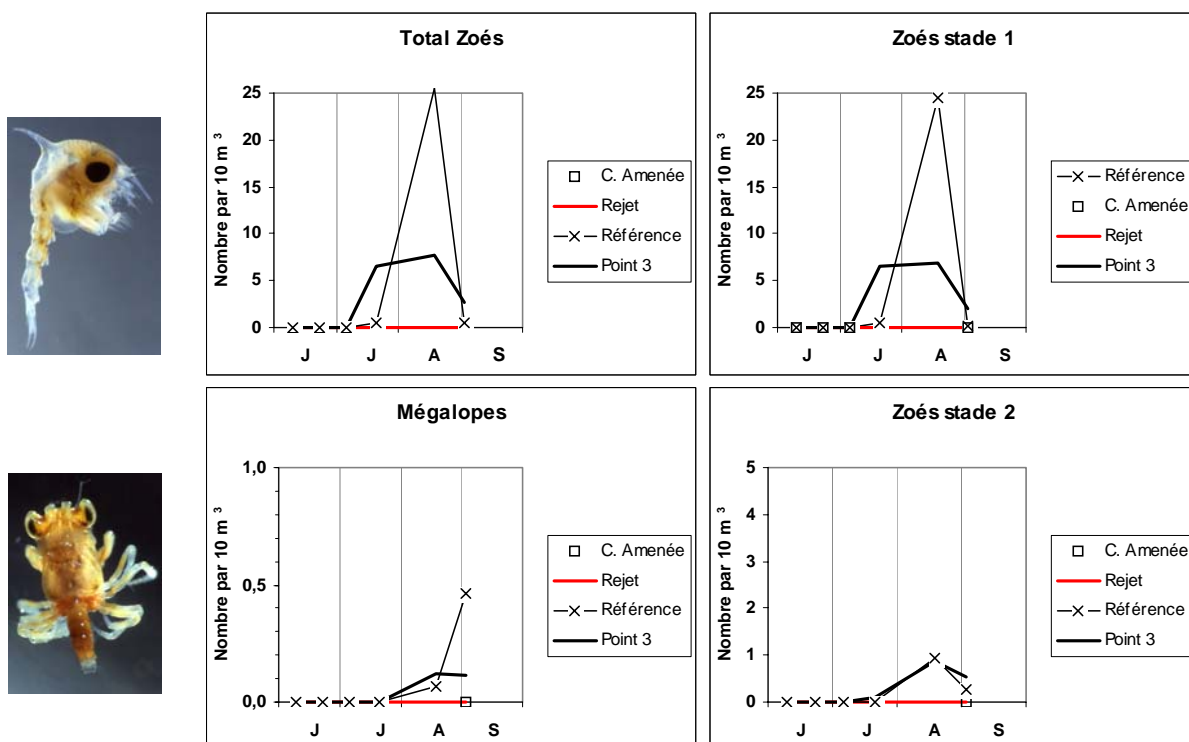


Figure 5.1.8 : Densité des différents stades larvaires d'araignée de mer en 2010

Les figures 5.1.8 à 5.1.10 confirment en grande partie ce qui a été observé antérieurement quant à la richesse relative des quatre points :

- La richesse en zoés des point 3 et *référence* comparée aux autres points ; en général c'est le point 3 qui présente les plus fortes densités, le point *référence* se caractérisant par une abondance notable en zoés, parfois proche de celle du point 3 (en 1990, 1991, 1996, 1998) voire qui la dépasse comme en 2002 et 2008 ou cette année où l'on en a récolté près de quatre fois plus ; toutefois l'allure de la courbe du point 3 suggérerait un pic d'abondance manqué entre la mission du 20 juillet et celle du 18 août. La densité de mégalopes est, comme souvent, répartie entre le point 3 et le point référence ;
- La faible quantité de larves aux alentours des bouches de rejet s'avère être une absence cette année puisque aucune zoé ou mégalope n'y a été récoltée ;
- Comme c'est généralement le cas depuis 1997 pour les zoés et 1992 pour les mégalopes, aucune larve d'araignée n'a été récoltée cette année dans le canal d'amenée ; les observations de zoés 2007 et mégalopes 2008 ne se sont donc pas reproduites.

Rappelons que la surveillance des points canal d'amenée et rejet a été initiée à la demande express de Électricité de France. Il nous est difficile de porter un jugement sur les résultats obtenus car avant les travaux liés à l'implantation de la centrale le point étudié le plus proche de la côte était le point 0 situé au droit du site à une distance de 0,5 miles, donc nettement moins proche de la côte. Ce point présentait des abondances notables de zoés d'araignée en 1978 et 1979 devenues plus faibles de 1983 à 1986 (cf Drévès *et al.*, 2006).

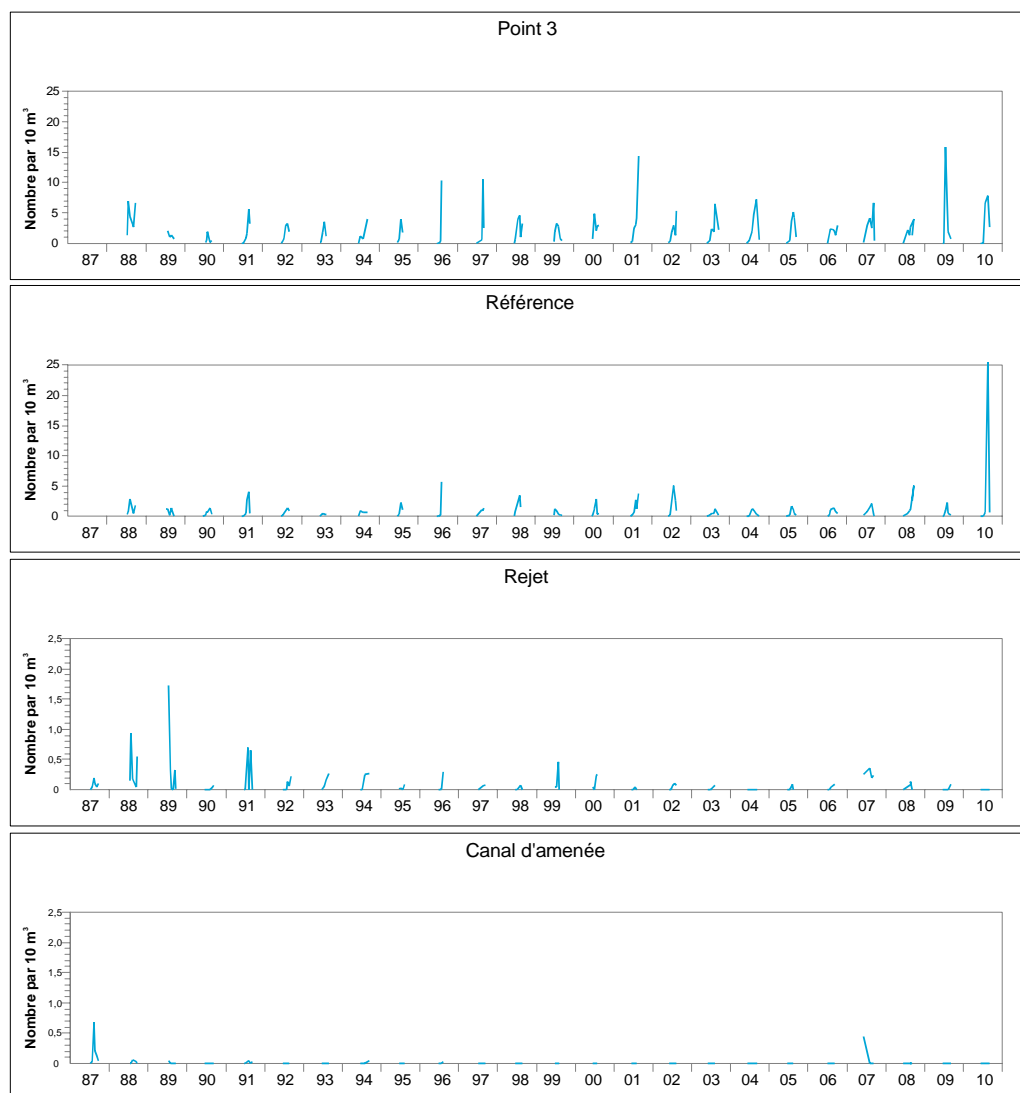


Figure 5.1.9 : Densité des zoés d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

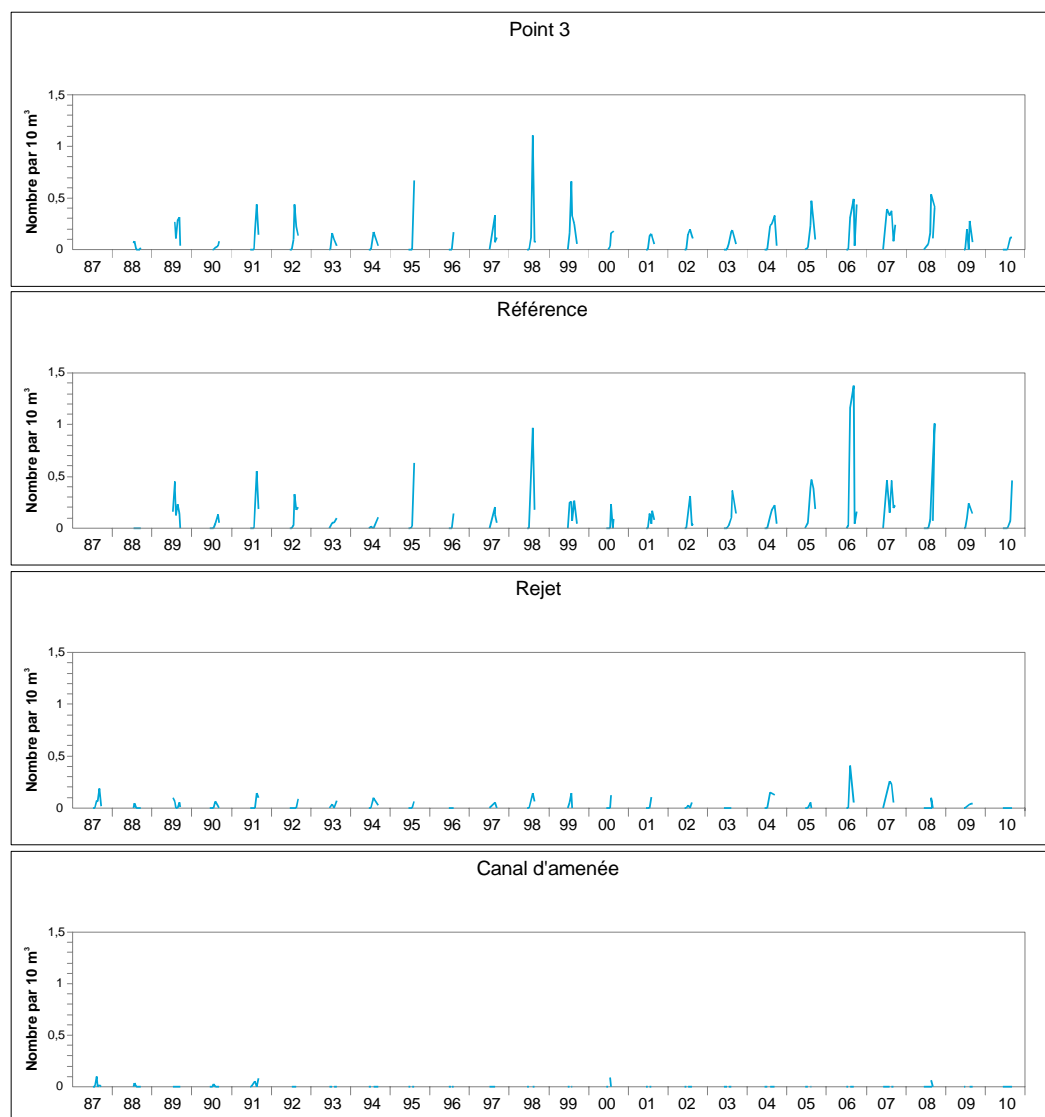


Figure 5.1.10 : Densité des mégalopes d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.3. Conclusion

Comme l'illustrent la figure 2.2.2 de la page 27 les températures du premier semestre 2010 sont parmi les plus basses observées sur les 25 dernières années. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée n'a commencé que mi-juillet comme nous pouvions le prévoir dès le début du mois de mars.

La densité de zoés atteint sa valeur maximale (25,5 par 10m³) en août, valeur supérieure à celles observées antérieurement en excluant cependant l'année 1983 qui demeure exceptionnelle. La densité maximale de mégalopes observée début septembre (0,47 par 10 m³) est notable mais n'atteint pas les densités les plus importantes trouvées antérieurement ; il est possible qu'un pic plus important se soit produit après la dernière mission.

La répartition des zoés selon les points montre que le point *référence* peut être un lieu important d'éclosions de larves d'araignée puisqu'on y a trouvé cette année une densité près de 4 fois plus importante de jeunes zoés (2/3 prézoés, 1/3 zoés stade 1) qu'au point 3 habituellement beaucoup plus riche ; nous n'avons observé aucune zoé ni dans le canal d'aménée où elles sont très rares ni aux alentours de la zone de rejet habituellement très pauvre. De même aucune mégalope n'a été observée cette année en ces deux points.

La précocité des années antérieures nous a souvent fait manquer le début des éclosions du homard. Il n'en est pas de même en 2010 suite au printemps froid. Ainsi, les larves de homard ont été observées au cours de toute la saison de prélèvement, soit du 9 juin au 2 septembre et la densité maximale (0,08 par 10 m³) se situe parmi les meilleures années. Les récoltes de stade 1 montrent d'autre part que des éclosions ont eut lieu sur toute la période avec un maximum en juillet.

Les résultats de l'année 2010 ne révèlent pas de déséquilibre du milieu. Les fluctuations temporelles de la date des pics d'éclosion sont le reflet des variations climatiques.

5.2. Surveillance de la pêche côtière des crustacés

L'étude de Projet relative aux ressources halieutiques du site de Flamanville a mis en évidence l'intérêt de la pêcherie de crustacés du Nord-Ouest Cotentin pour la flottille artisanale travaillant au casier dans ce secteur. Les observations se poursuivent donc depuis 1980.

5.2.1. Pêche professionnelle

5.2.1.1. Flottille

En 2009, la flottille est répartie de la façon suivante :

- 2 bateaux à Goury,
- 6 à Dielette,
- 8 à Portbail,
- 19 à Carteret.

5.2.1.2. Activité

Les conditions météorologiques observées dans cette zone ne permettent pas aux petits navires de travailler de façon régulière toute l'année, les obligeant souvent à rester à quai pendant la période hivernale. Ainsi sur les 35 navires armés à la pêche en 2009 seul 16 sont actifs au mois de janvier (Tab.5.2.1). Les plus gros, c'est à dire ceux dont la longueur est comprise entre 10 et 12 m, sont basés à Carteret et travaillent toute l'année. D'une manière générale la flottille fréquentant les lieux de pêche est plutôt ancienne puisque la majorité des bateaux a été construite avant 1986. Les bateaux les plus récents sont basés à Portbail. Ce sont pour la plupart des gros doris en alu dont la longueur est comprise entre 8 et 10,5 m et qui pratique la pêche au bulot. Il y a donc très peu de renouvellement et encore moins de changement radical d'activité.

Les crustacés sont considérés comme des espèces régionales. En conséquence, leur pêche n'est pas encadrée par un système de quotas européen mais dépend des comités Régionaux des pêches et en l'occurrence ici, de celui de Basse Normandie. Celui ci fixe annuellement une quantité de licences de pêche dont le nombre est constant depuis quelques années.

Les problèmes de ressources ainsi que la limitation du nombre de casiers par homme embarqué ont poussé les pêcheurs de crustacés ou de bulot à diversifier leur activité. Ceux qui possédaient une autre licence de pêche l'ont utilisée. Quant aux autres, ils se sont reportés vers d'autres espèces.

Ainsi les caseyeurs à gros crustacés de la zone, et en fonction des périodes de pêche, peuvent pratiquer simultanément le casier à bulot, le casier à seiche, le filet à sole ou à raie. D'autres métiers plus confidentiels et considérés comme opportunistes peuvent venir en complément et faire qu'à certaines périodes de l'année un patron peu pratiquer jusqu'à 5 métiers dans un même mois. L'effort de pêche de cette flottille, de loin la plus importante en nombre d'unités, reste concentré dans les zones très côtières en marées de vives-eaux, dans les secteurs plus larges du cap de la Hague ou des Ecréhous en marées de mortes-eaux. Les sorties en mer dépassent très rarement les 12 heures.

Parallèlement, il existe une quinzaine de bateaux dont l'activité principale est dirigée vers le bulot. La zone de pêche fluctue au cours de l'année mais reste assez côtière. Elle s'étend du sud de Portbail à l'anse de Sciottot mais se développe un peu ces dernières années au nord de Flamanville.

Les métiers de la drague à coquille, du chalut de fond ou à perche sont pratiqués par des unités de tailles plus importantes, dépassant parfois les 12 m. Elles fréquentent pendant l'hiver principalement les petits gisements situés au large de Carteret ou ceux du nord Cotentin pour les coquillards, le nord de Jersey pour les perchistes ou le sud de la zone étudiée pour les chalutiers. Ces bateaux sont essentiellement basés à Carteret.

Les périodes d'activités des principaux métiers pratiqués par la flottille travaillant aux alentours de la centrale de Flamanville sont répertoriées dans le tableau 5.2.1.

Année 2009	Mois												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Métier													
Casier à crustacés	8	10	13	16	18	17	16	16	16	16	12	14	
Casier à bulot	2	12	13	13	13	14	14	14	14	14	14	13	
Casier à seiche			2	7	5	2							
Filet à raie	1	2	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1	
Filet à sole	1	1		1	2	1	1	2	1	2	1	2	
Palangre									1	1	1	1	
Chalut de fond à sole			1	1	1	1			1				
Chalut à perche	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	
Ligne à bar ou à lieu										1	1	1	
Drague à praire	1											1	
Drague à coquille	5	4	4	4	4					3	2	3	

Bateaux inactifs	19	9	6	4	4	5	8	8	6	5	9	8
Bateaux actifs	16	26	29	31	31	30	27	27	29	30	26	27
Total	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35

I : Nombre de navires ayant pratiqué au moins une fois un métier dans le mois

Tableau 5.2.1 : Périodes d'activités des principaux métiers pratiqués par la flottille

5.2.1.3. Production

En 2009, les déclarations faites par les professionnels fréquentant le secteur de Flamanville (source BCS) font apparaître une production de 170 tonnes de crustacés. Le plus gros des apports est composé d'araignées et de tourteaux dont les poids débarqués sont respectivement de 51 et 70 tonnes. Le homard arrive en troisième position avec 38 tonnes.

La production de buccin est de 920 tonnes. Cette quantité est en diminution importante par rapport à l'année dernière (1400 tonnes) est probablement liée à plusieurs facteurs. En premier lieu face à une diminution régulière de la ressource depuis trois ans les professionnels ont décidé de fermer la pêche pendant tout le mois de janvier. Il semble qu'il y ait une désaffection de la part de certains professionnels pour cette espèce en 2009 au profit des crustacés dont l'activité a remplacé celle du bulot en janvier. Enfin il est possible que toutes les fiches de pêche déclaratives n'aient pas été transmises dans les temps pour permettre une saisie en temps réel.

D'autres espèces, parmi lesquelles on trouve : la Coquille Saint Jacques (100 T), les praires (8 T) ou les amandes de mer (15 T) représentent la quasi-totalité des captures de bivalves pour une production totale d'environ 140 tonnes déclarées en 2009.

Les céphalopodes (27 T) ont été capturés principalement d'avril à juin par les caseyeurs fréquentant la bande des 3 miles du sud de Carteret au nord de Dielette. L'ensemble des captures est représenté par la seiche dont les quantités déclarées sont stables mais restent à un niveau relativement faible. Un hiver froid a retardé l'arrivée de cette espèce dans les eaux de la bande côtière ce qui a eu pour effet de limiter la période de pêche. Certains professionnels ayant même préféré ne pas pratiquer cette activité car jugée peu rentable sur une aussi courte période (1 mois).

Les poissons sont essentiellement représentés par les différentes espèces de raies (21 T), mais aussi par d'autres espèces de sélaciens, petite et grande roussette (50 T) ou bien encore la sole (38 T) chez les poissons plats.

Cette liste n'est évidemment pas exhaustive et on peut estimer qu'en 2009 la production déclarée de la flottille du nord ouest Cotentin est d'environ 1500 tonnes soit une estimation proche de celle faite en 2007. Cette évaluation en très forte diminution par rapport à l'an passé est basée sur les déclarations 2009 issues des journaux de bord et fiches de pêches déclaratives des captures des navires du nord ouest Cotentin. Elles peuvent fluctuer annuellement en fonction du retour des documents déclaratifs. Il faut toutefois noter une réelle diminution des captures de seiche et de bulot en 2009 ainsi que l'absence de raie brunette (*Raja undulata*) dans les débarquements. Cette dernière espèce fait en effet l'objet d'une mesure de gestion de la part de la communauté européenne qui en interdit les débarquements depuis le début de l'année et pour une durée indéterminée. Les débarquements représentent parfois 40 % des captures réalisées par les navires qui pratiquent le métier du filet à raies dans le nord ouest Cotentin.

5.2.2. Pêches expérimentales

Les pêches expérimentales aux casiers ont été réalisées au cours des mois de juin et septembre.

5.2.2.1. Matériel et méthode

Le principe de 15 points définis dans le secteur proche du site de la Centrale a été modifié en 2006 et porte à 16 le nombre de points d'observation (figure 5.2.1).

La création en 2000 d'un cantonnement de 1,2 km² pour préserver une fraction du stock de homard a induit un changement dans les captures et tout particulièrement dans celles réalisées à proximité du cap de Flamanville. Cette petite zone interdite à la pêche au casier, située aux abords de la centrale, fait partie intégrante du protocole d'échantillonnage des pêches expérimentales. Les filières 2, 8 et 16 sont à l'intérieur de son périmètre, et trois autres (3, 9 et 13) sont en périphérie. Cette mesure de gestion se traduit par une augmentation des rendements de pêche ce qui introduit un biais dans la série historique des campagnes. Depuis 2003, tous les homards pêchés dans la réserve sont marqués d'un numéro avant d'être relâchés dans le cantonnement. La filière numéro 16 avait été ajoutée et placée dans les enrochements de façon à tenter de capturer de jeunes homards âgés d'un à deux ans.

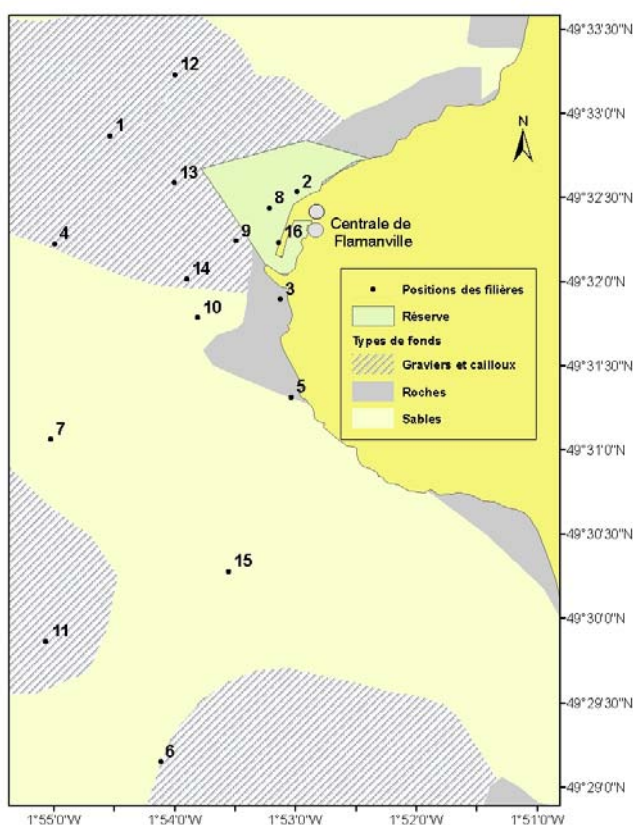


Figure 5.2.1 : Faciès sédimentaire du site étudié (d'après Larsonneur) et localisation des points échantillonnés

Chaque campagne comporte quatre jours de pêche consécutifs (sauf conditions météorologiques défavorables) au cours d'une marée de mortes-eaux.

Les 16 filières de 20 casiers sont relevées, dans la mesure du possible, à chaque sortie.

Les casiers utilisés sont identiques à ceux employés les années précédentes. L'appât utilisé est du chinchard congelé.

Calendrier des sorties

Le tableau 5.2.2 indique les dates des campagnes, le nombre de filières relevées chaque jour ainsi que la quantité de casiers utilisés.

Mission	Date	Nombre de filières	Nombre de casiers relevés
Juin	7	16	320
	8	16	320
	9	16	320
	10	16	320
Septembre	13	16	320
	15	16	320
	16	16	320
	17	16	320

Tableau 5.2.2 : Dates des campagnes 2010 et nombre de filières relevées

Observations réalisées

Les observations réalisées en 2010 reposent sur 2 560 casiers relevés (annexe 5.10). Le nombre d'individus capturés par casier est noté pour les espèces suivantes : homard, tourteau, araignée, étrille, buccin et paguridés. Les données biologiques prises en compte pour les crustacés (exceptés les paguridés) sont la taille, le sexe, la présence éventuelle d'œufs, la dureté de la carapace (pour l'étrille) et la maturité (pour l'araignée).

Traitement des données

Les données sont saisies en temps réel sur un ordinateur puis traitées à la station de Port en Bessin grâce à un logiciel de gestion de base de données. Les indicateurs utilisés ont été développés, testés et validés au sein du groupe de travail *Indicateurs de population et de peuplement*. Ils ont fait l'objet de synthèses scientifiques (Rochet et al, 2005) ou ont été édités sous forme de bilan (J.C. Poulard et al, 2007) et retenus pour analyser l'évolution temporelle des populations des crustacés présentes dans la zone échantillonnée. Les tendances, quand elles sont significatives, sont représentées par une droite. La combinaison des différents indicateurs permet de donner un état des populations suivies pendant ces campagnes.

5.2.2.2. Principaux résultats

Les résultats de l'année 2010 concernent les paramètres biologiques définis au cours des années 1980 à 1985, années de référence avant la mise en service de la Centrale EDF. Ils sont comparés aux résultats des missions de juin et septembre des années 1989 à 2009.

Le poids individuel est calculé à partir de la relation taille - poids élaborée en 1983 par les biologistes du Comité Régional des Pêches et Cultures marines de Bretagne (CORPECUM), du Comité Local des Pêches de Blainville, des Stations ISTPM de Roscoff et de Ouistreham et utilisée depuis pour l'ensemble de la Manche Ouest :

$W = aLc^b$	avec W = poids (en g) et Lc = longueur céphalothoracique ou largeur du céphalothorax (mm)
-------------	--

***Homard** (annexe 5.5)

➤ Rendements

Les rendements (nombre d'individus pêchés pour 10 casiers relevés) observés en juin et septembre sont toujours dans une tendance haussière depuis 1989. Cette variation temporelle dont le point d'inflexion se situe dans les années 1995-1997, période à laquelle ont été enregistrés de fortes abondances de jeunes individus, est en augmentation constante. La mise en place de la réserve en 2000 a nettement participé à ce phénomène.

Sur l'ensemble de la zone prospectée lors des deux campagnes, les captures ont plus que doublé depuis 1989. Ils sont cette année de 6,3 individus pour 10 casiers sur l'ensemble de la zone étudiée. Cette très légère diminution par rapport à l'année dernière (0,3 ind) n'est toutefois pas significativement différente des années précédentes ce qui a pour effet de maintenir les rendements au plus haut niveau.

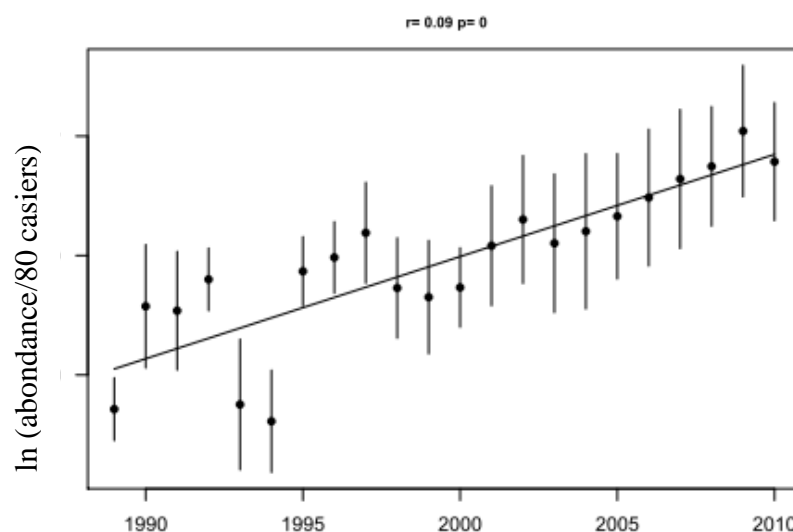


Figure 5.2.2 : Evolution de l'abondance (log) des homards depuis 1989

Les filières de la réserve ont habituellement une productivité très nettement supérieures aux autres filières et participent pour plus du tiers à l'indice global. Pourtant cette année, même si les rendements restent importants dans la réserve, 136 individus pour 80 casiers dans les filières 16, celles situées au sud de la zone tels que la 10, la 3 ou la 5 ont respectivement des rendements de 80, 96 et 104 individus pour 80 casiers. Ainsi la Figure A (annexe 5.10) présente une vue globale des rendements dont les plus forts se situent toujours à l'intérieur de la réserve mais aussi au sud de celle-ci principalement dans la partie rocheuse. Les indices d'abondance les plus faibles sont observés dans les points situés au large, en particulier dans les filières 7 et 11. Les rendements y sont souvent inférieurs à 24 individus pour 80 casiers.

On observe cette année encore, une diminution des rendements d'individus de taille commerciale en dehors de la réserve (26 %) alors que la même proportion est de 74 % dans la réserve.

➤ Répartition des tailles

La taille moyenne des homards capturés en 2010 est de 86 mm (longueur orbitaire). Cette taille relativement faible associée à des abondances élevées ces dernières années montre nettement qu'il existe une quantité importante et croissante de jeunes individus sur l'ensemble de la pêcherie. Cette évolution est amplifiée par le fait que l'engin de capture utilisé dispose d'une certaine sélectivité intrinsèque qui provoque une troncature d'une partie de la population représentée par les plus jeunes individus dont la taille est inférieure à 70 mm. Ceci devrait avoir pour effet de maintenir la taille moyenne à un niveau artificiellement élevé.

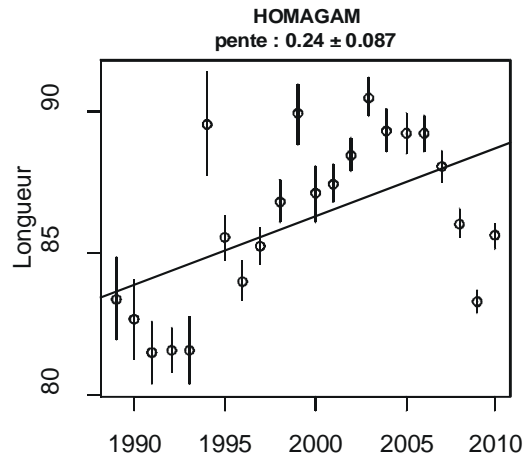


Figure 5.2.3 : Evolution de la taille moyenne des homards depuis 1989

Les plus grands étant quant à eux recrutés par la pêcherie des caseyeurs on peut admettre que leur proportion est en diminution depuis 4 ans sur l'ensemble du secteur étudié comme en témoigne les lignes bleues et rouges de la figure 5.13.

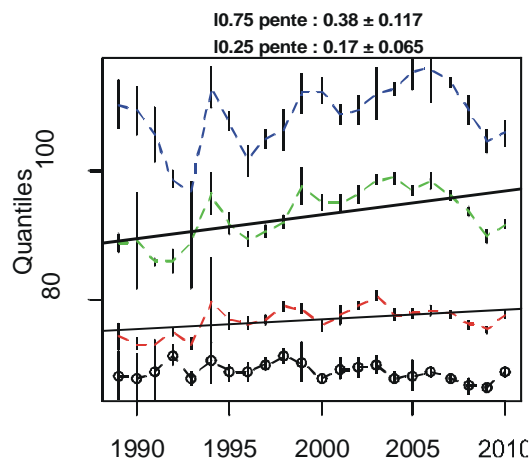


Figure 5.2.4 : Spectre de taille des homards de 1989 à 2010

➤ Poids individuel

Les relations *taille-poids* utilisées sont les suivantes :

les mâles : $a=187.10^{-6}$ et $b=3,289$

les femelles : $a=371.10^{-6}$ et $b=3,122$

Le poids moyen des homards en 2010 est de 424 g (annexe 5.5). Il n'existe pas d'évolution temporelle significative de ce paramètre mais il est très probable que du fait de la sélectivité de l'engin utilisé, seuls les individus dont le poids est généralement supérieur à 200 g sont capturés (Fig. 5.14). La fraction la plus jeune de la population est en effet plutôt mal échantillonnée.

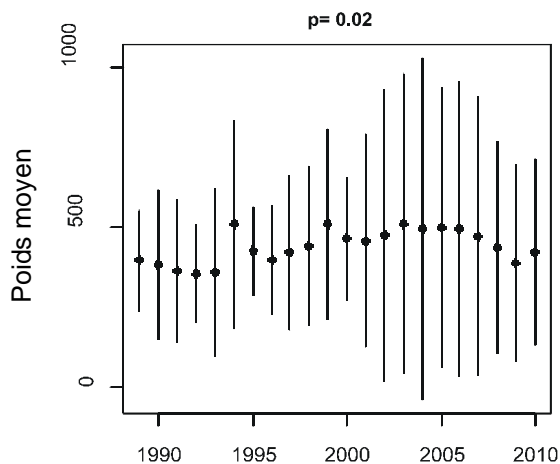


Figure 5.2.5: Evolution du poids moyen des homards capturés de 1989 à 2010

➤ Proportion des sexes

La moyenne annuelle du pourcentage de mâles sur le nombre total de captures est restée stable d'une année sur l'autre. Elle est toujours voisine de celle observée lors des années de référence : 55 % des individus sont de sexe mâle en 2010.

5.2.2.2.1 Le tourteau (*Cancer pagurus*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Après une baisse régulière pendant les trois dernières années, les rendements augmentent de façon importante pour atteindre 81 individus pour 80 casiers sur l'ensemble des deux campagnes (Fig. 5.2.6).

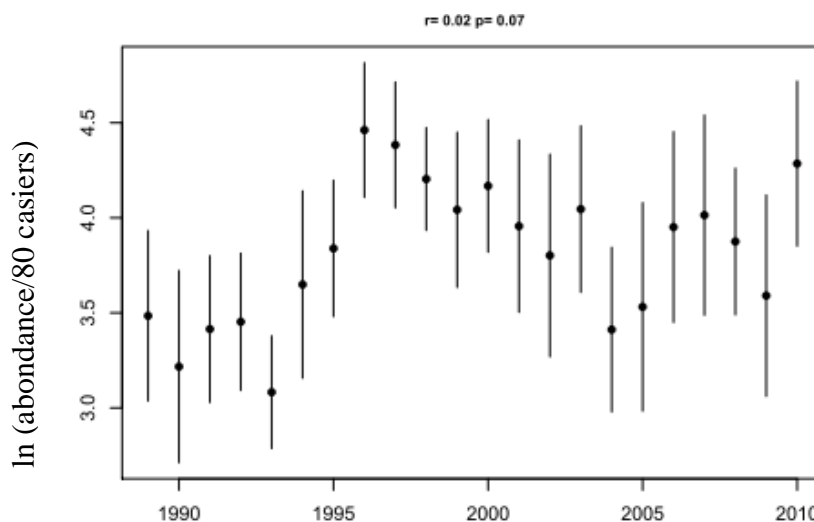


Figure 5.2.6 : Evolution de l'abondance (log) des tourteaux depuis 1989

Les filières situées au sud du cantonnement donnent les rendements les plus forts (annexe 5.10, Fig.B) comme s'il y avait un phénomène d'échappement des individus de la réserve vers la périphérie de celle-ci. Il semble qu'en dessous de 80 homards pour 80 casiers les

tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers. Au-dessus, il se pourrait qu'il y ait un phénomène d'exclusion qui oblige le tourteau à rester à l'écart, diminuant ainsi sa capturabilité. Les diminutions de rendements sont donc probablement liées au comportement territorial agressif du homard qui colonise petit à petit la zone protégée ainsi que le sud de celle-ci. Toutefois avec 2221 individus (annexe 5.6) capturés cette année, le tourteau est à nouveau l'espèce la plus abondante dans nos captures sur le site étudié.

➤ Répartition des tailles

La taille moyenne des individus capturés (largeur du céphalothorax) lors des campagnes 2010 est l'une des plus faibles enregistrées (12,7 cm) depuis 1989. Elle est significativement différente de celles observées lors des 10 dernières années (Fig. 5.2.7) et semble correspondre à une augmentation dans nos captures du nombre de jeunes individus sur le secteur de Flamanville en 2010.

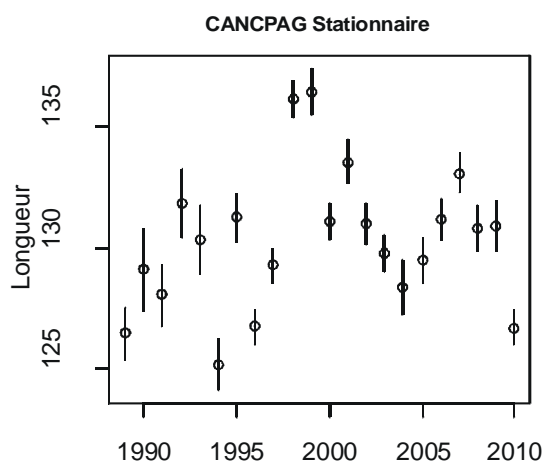


Figure 5.2.7 : Evolution de la taille moyenne du tourteau depuis 1989

Seuls 27% des individus capturés sont de taille marchande en 2010 alors qu'il y en avait 35% en 2009 (annexe 5.6).

➤ Poids individuel

Le poids moyen (g) est calculé à partir des paramètres suivants :

les mâles : $a=24.10^{-6}$ et $b=3,388$

les femelles : $a=324.10^{-6}$ et $b=2,848$

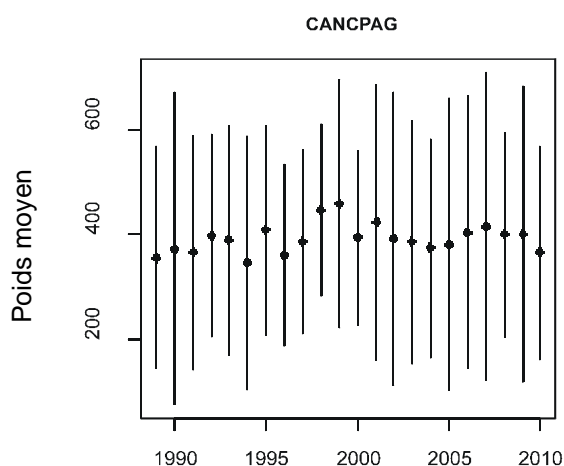


Figure 5.2.8 : Evolution du poids moyen des tourteaux capturés de 1989 à 2010

Il est de 365 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles et n'a pas, en dehors des fluctuations temporelles, varié de façon significative depuis 1989 (Fig. 5.2.8).

➤ Proportion des sexes

Le sex-ratio des captures est composé à 61 % de mâles (annexe 5.6).

5.2.2.2.2 L'araignée (*Maja brachydactyla*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont de 19,2 individus pour 80 casiers. Les résultats enregistrés montrent une diminution des rendements sur les deux dernières années, tout en restant dans les limites de ce que l'on observe depuis le début de la série (Fig. 5.2.9). Les fluctuations inter-annuelles ne sont pas très importantes et semblent plutôt évoluer sur des périodes plus longues de l'ordre de 8 à 10 ans.

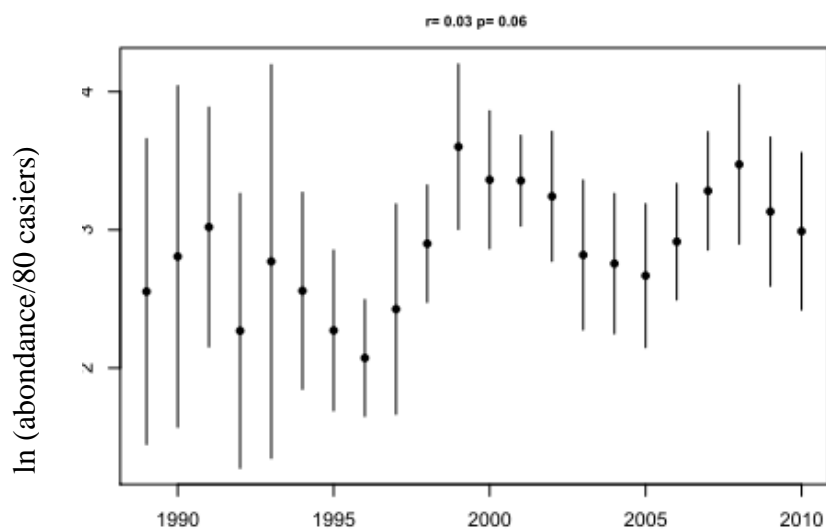


Figure 5.2.9 : Evolution de l'abondance (log) des araignées depuis 1989

La campagne du mois de juin donne les meilleurs résultats en nombre total d'individus capturés, toutefois cette année nous avons observé très peu de différence entre les deux campagnes. En effet si nous avons capturé 293 individus en septembre (annexe 5.7), il n'y en avait que 22 de plus lors de la mission réalisée à la fin du printemps. Les filières 2, 8 et 16 situées dans la réserve et disposées sur des fonds rocheux sont peu productives en septembre (annexe 5.10, Fig. C). Les captures les plus importantes sont observées sur les fonds sableux situés à l'ouest de l'anse de Sciottot.

Elles représentent respectivement 87, 46, 100 et 135 individus pour 80 casiers et sont les points de prélèvement où l'on trouve les plus forts taux de captures en 2010. Celles ci sont cependant en diminution par rapport à ce qui avait été capturé les années précédentes.

Répartition des tailles

La longueur céphalothoracique moyenne des araignées capturées en 2010 est de 9,6 cm. La présence importante de petits individus lors des deux dernières années a eu pour effet de diminuer de façon significative la taille moyenne de la population échantillonnée. Les tailles observées cette année sont proches des captures réalisées dans les années 2002-2006 (Fig. 5.2.10). Cette tendance entraîne une diminution de la taille moyenne lors de cette dernière campagne, faisant ainsi ressortir un faible pourcentage d'individus de taille commerciale (17 %) (annexe 5.7).

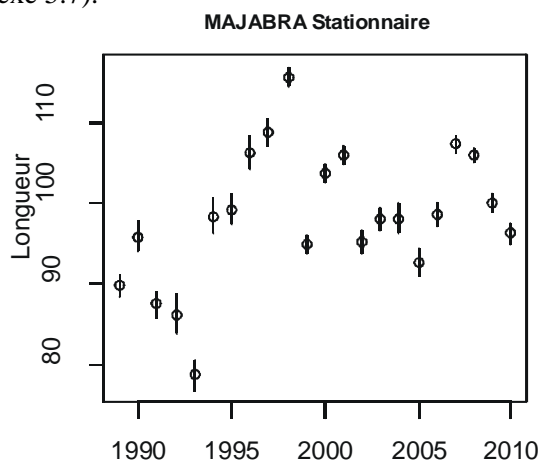


Figure 5.2.10 : Evolution de la taille moyenne des araignées depuis 1989

La sélectivité de l'engin utilisé ne permet pas la capture des plus gros spécimens, principalement des mâles, pêchés plutôt au filet fixe par les professionnels. Leur longueur céphalothoracique dépassant le plus souvent les 15 cm, ils ne peuvent rentrer dans la goulotte des casiers.

➤ Poids individuel

Le poids moyen est calculé à partir des paramètres suivants :

* pour les individus immatures

les mâles : $a=462.10^{-6}$ et $b=2,88$

les femelles : $a=102.10^{-5}$ et $b=2,698$

* pour les individus matures

les mâles : $a=517.10^{-7}$ et $b=3,382$

les femelles : $a=316.10^{-6}$ et $b=2,996$

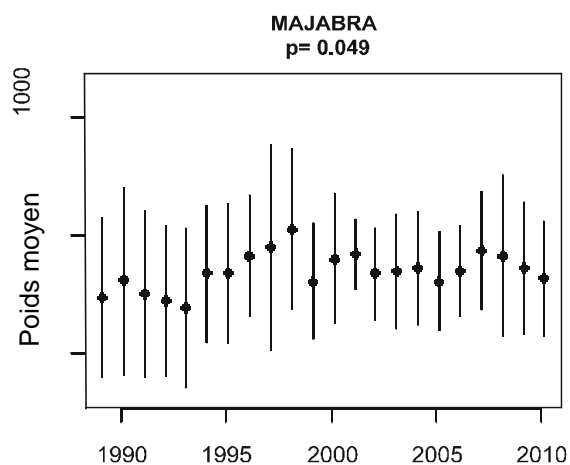


Figure 5.2.11 : Evolution du poids moyen des araignées capturées de 1989 à 2010

Le poids moyen sur les deux campagnes annuelles est de 312 g (annexe 5.7). Il n'est pas significativement différent des autres années constituant la période étudiée (Fig. 5.2.11).

➤ Proportion des sexes

La proportion de mâles est de 71 % (annexe 5.7).

5.2.2.2.3 L'étrille (*Necora puber*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont en légère diminution par rapport à 2009 (Fig. 5.2.12). Ils se situent toutefois au-dessus de ceux observés pendant les sept dernières années avec 11,2 individus pour 80 casiers.

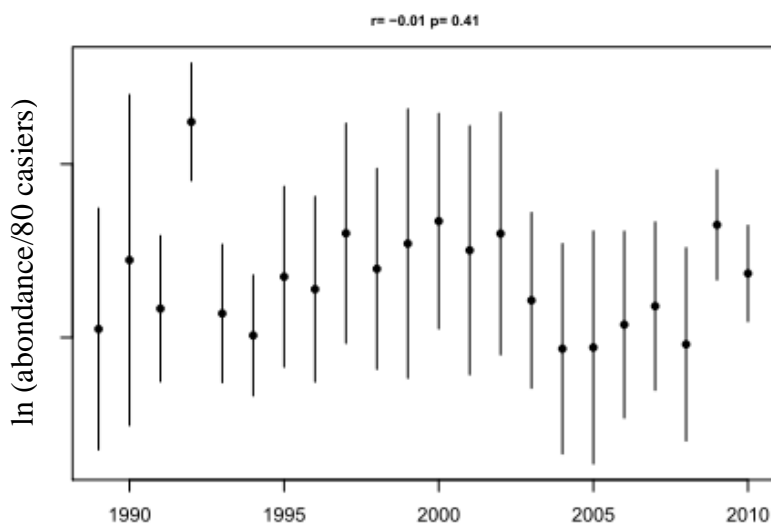


Figure 5.2.12 : Evolution de l'abondance (log) des étrilles depuis 1989

De plus on peut noter une assez bonne homogénéité de l'abondance depuis deux ans sur l'ensemble de la zone prospectée. La plus forte capture est réalisée au point 16 avec 23 individus pour 80 casiers (Fig. D, annexe 5.10).

Répartition des tailles

Cette année, la taille moyenne est de 51 mm. En dehors de 2009, l'étude des longueurs moyennes met en évidence une certaine stabilité de la taille depuis 9 ans (Fig. 5.2.13). Par contre, sur une période plus longue ont observé une diminution constante de la taille moyenne. C'est ainsi la seule espèce de la communauté à présenter une telle configuration. On peut naturellement se poser la question d'une surexploitation ou d'une forme de nanisme au niveau de la pêcherie locale. Il n'est toutefois pas possible pour l'instant d'envisager l'une ou l'autre de ces hypothèses.

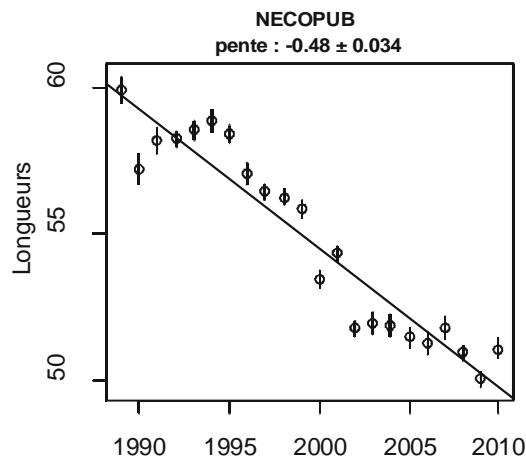


Figure 5.2.13 : Evolution de la taille moyenne des étrilles depuis 1989

Il est en effet étonnant qu'une population exploitée à l'aide d'un engin sélectif, tel que le casier à gros crustacés, puisse connaître sur une période aussi longue, une diminution globale de chaque groupe de tailles (Fig. 5.2.14). Les fortes captures de juin 1992, ainsi que la stabilité de l'abondance, à un niveau élevé jusqu'en 2002, n'ont pas inversé la tendance. Le recrutement doit être suffisant et la taille de première maturité relativement faible pour assurer la continuité de la population locale. En effet il semble que la taille de première maturité chez le mâle soit de 34 mm pour des individus capturés sur les côtes anglaises (Norrman, 1989). Les femelles capturées au nord de la Loire ont quant à elles, une taille de première maturité légèrement inférieure à 30 mm (Wilhelm, 1995).

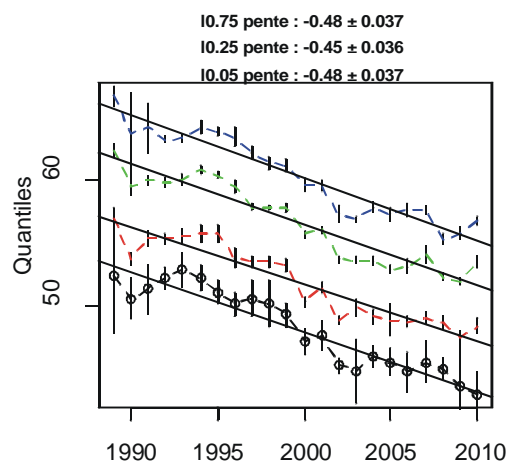


Figure 5.2.14 : Spectre de taille des étrilles de 1989 à 2010

➤ Poids individuel

Le poids moyen (g) est calculé à partir des paramètres suivants :

les mâles : $a=61 \cdot 10^{-5}$ et $b=3,024$

les femelles : $a=6 \cdot 10^{-4}$ et $b=3,008$

Il est de 90 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles. La tendance graphique montre un resserrement autour de cette valeur (Fig. 5.2.15). Ce qui confirme la faible abondance des individus de tailles extrêmes ces dernières années.

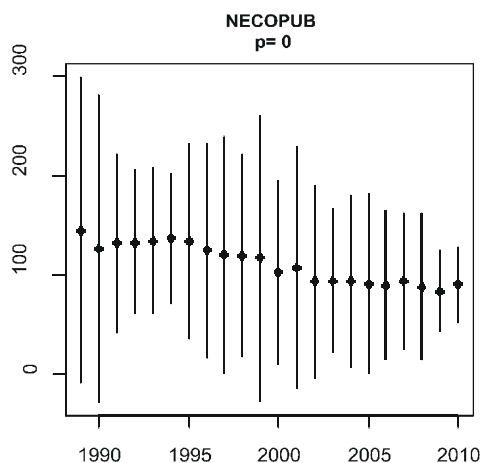


Figure 5.2.15 : Evolution du poids moyen des étrilles capturées de 1989 à 2010

➤ Proportion des sexes

Comme chaque année le sex-ratio (annexe 5.8) est déséquilibré en faveur des mâles (90%).

➤ Proportion d'individus mous

Le pourcentage d'individus mous est de 26 % en juin.

5.2.2.2.4 Buccin et paguridés (annexe 5.9)

Les filières situées au sud du cap de Flamanville, représentent 64 % des captures de buccins. La fraction échantillonnée se situe dans la partie supérieure du spectre de taille de la population. Ceci est dû à la sélectivité du maillage des casiers qui provoque une troncature importante de la distribution. Il permet en effet à la plupart des individus de moins de 5 cm de ressortir ou de passer au travers du maillage principalement lors de la phase de remonté des filières à bord du navire.

Les rendements sont particulièrement importants cette année (Fig. 5.2.16). Ils sont de 8,5 individus pour 10 casiers pour le buccin et de 10,1 pour les paguridés. L'ensemble des filières placées au large ont permis de capturer des quantités relativement importantes de buccins en 2010.

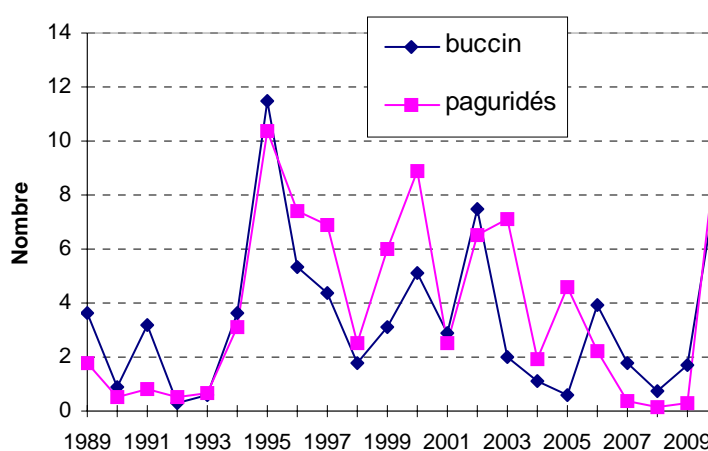


Figure 5.2.16 : Rendements en nombre d'individus pour 10 casiers

5.2.2.3. Zone du Cantonnement

5.2.2.3.1 Le homard

Sur 571 homards capturés dans le cantonnement, 364 ont été marqués pour la première fois cette année. En 2010 on estime à 35 % le taux de recapture dans la réserve. Les filières 2, 8 et 16 ont des rendements respectifs de 56, 72 et 136 homards pour 80 casiers. Les résultats sont semblables aux années précédentes (Fig. 5.2.17).

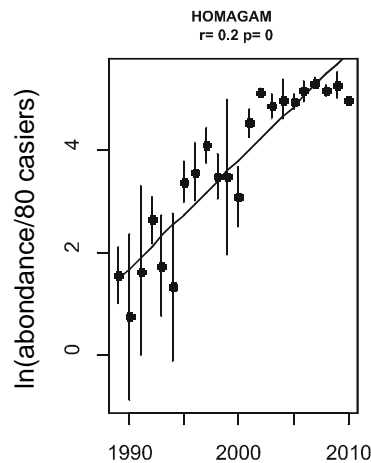


Figure 5.2.17 : Evolution temporelle des captures de homards dans le cantonnement depuis 1989

La mise en place en 2006 d'une nouvelle filière proche des enrochements avait pour but de capturer de plus petits individus et par conséquent diminuer la taille moyenne des captures. Cette tendance n'a pu être validée lors de la campagne de septembre à cause de la houle et du vent d'ouest assez fort. En effet pour éviter de perdre du matériel nous avons été obligés de placer la filière un peu à l'écart des enrochements ce qui a eu pour effet d'augmenter légèrement la taille moyenne des captures (Fig. 5.2.18).

Nous avons mis en évidence en 2007 que la digue de la centrale constituait un abri adapté au comportement cryptique des juvéniles de homard mais n'avons pour l'instant jamais capturé d'individus de moins de 50 mm de longueur du céphalothorax.

Le poids moyen est proche (537 g) et n'a pas varié depuis la création de la réserve par contre on remarque une diminution de la taille depuis 3 ans.

Le nombre de femelles oeuvées capturées dans la réserve (11,6 Ind./80 casiers) est plus fort que dans le reste de la zone (0,54 Ind./80 casiers).

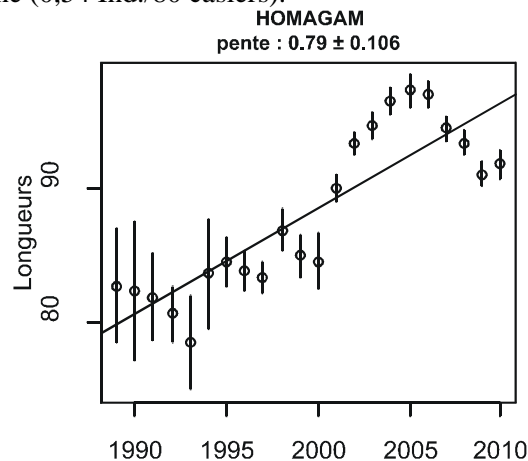


Figure 5.2.18 : Evolution temporelle de la taille moyenne des homards capturés dans le cantonnement depuis 1989

L'étude du marquage confirme que les homards sont sédentaires et qu'ils s'éloignent rarement de leur habitat. Les premiers individus marqués en 2003 sont absents dans nos captures 2010, seul un homard marqué en 2005 a été capturé au mois de juin. Par contre de nombreux homards portent des cicatrices abdominales qui correspondent aux rejets de marques lors de mues successives.

Quant aux retours de la part des pêcheurs, seul le professionnel avec qui nous réalisons les campagnes a recapturé quelques individus dans un périmètre assez proche de la réserve.

5.2.2.3.2 Le Tourteau

Les rendements augmentent cette année (Fig. 5.2.19) et sont de 50,4 individus pour 80 casiers sur l'ensemble de la réserve. Ils sont du même ordre que ceux de 2008 alors que l'on avait observé de la même manière une légère houle lors de la campagne de septembre. Cela confirme donc bien que la houle perturbe le comportement du homard l'empêchant ainsi de se déplacer pour se nourrir alors que le tourteau semble pouvoir se mouvoir plus facilement lorsque la colonne d'eau est perturbée.

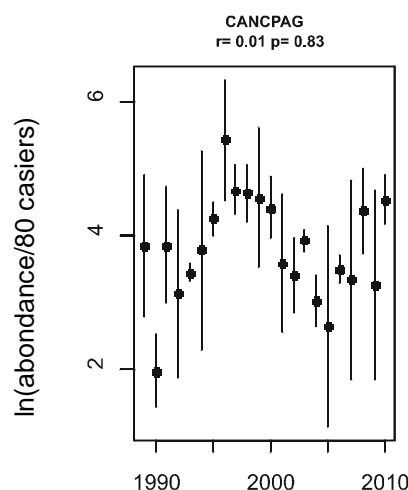


Figure 5.2.19 : Evolution temporelle des captures des tourteaux dans le cantonnement depuis 1989

On remarque au contraire que lorsque les conditions météorologiques sont normales, comme en 2009 c'est le homard qui affirme son comportement territorial dominant et rentre dans le casier le premier empêchant le tourteau de s'y introduire.

5.2.3. Conclusion

Pour la première fois en 10 ans, les rendements en homard n'augmentent plus mais ils sont toujours à un niveau élevé. La tendance reste haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Il semble que la population profite d'une augmentation du nombre de juvéniles d'un à trois ans que l'on retrouve en forte proportion au sud du cantonnement. Il n'est pas possible de savoir si ces petits homards proviennent de la réserve dans la mesure où il est difficile, pour des raisons de mortalité importante et de mues rapprochées, de marquer les juvéniles de moins de 60 mm de longueur céphalothoracique. Cette augmentation semble provenir de méta-population ou d'un stock plus important car les professionnels travaillant en manche ouest remarquent de la même manière une recrudescence importante de juvéniles.

* Le tourteau est à nouveau la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. En effet généralement une forte concentration en homard provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Il semble qu'en

dessous de 10 homards pour 10 casiers les tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers.

* Les captures d'araignée diminuent pour la deuxième année consécutive tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles observées depuis dix ans. De la même manière la taille est toujours en diminution, probablement à cause de l'augmentation du nombre de petits individus.

* La taille moyenne des étrilles capturées reste faible et n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Il faut toutefois noter que les rendements sont relativement élevés encore cette année. Les résultats concernant l'étrille semblent plutôt positifs dans la mesure où l'espèce est en augmentation sur l'ensemble de la zone. Les bons indices de septembre période de pleine activité et de recrutement permettent de penser que les captures pourraient se stabiliser.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

* Les captures de homards sont encore importantes cette année, malgré deux jours de houle peu favorables aux déplacements de cette espèce. La taille moyenne a légèrement diminué depuis 2006 ce qui voudrait dire que la proportion de petits individus est plus importante dans la réserve et qu'il pourrait y avoir un phénomène d'échappement des gros individus vers l'extérieur. Le nombre de femelles oeuvées est en augmentation depuis plusieurs années. Ce qui devrait permettre une plus grande production de larves, favorisant selon les courants, la population de la réserve et la connectivité entre les populations avoisinantes.

* Le système de marquage permet d'identifier les individus recapturés même après plusieurs mues. Nous avons ainsi pu observer de nombreuses augmentations de tailles accompagnées parfois d'une modification du stade sexuel, comme par exemple le passage de femelle à femelle oeuvée. Il semble toutefois que les nombreuses mues successives aient eu raison des marques faites avant 2005. En effet, un grand nombre d'individus a été remarqué cette année alors que des cicatrices dues aux marques expulsées étaient observées sur l'abdomen de ceux-ci.

* Malgré le grand nombre de homards marqués, environ 3000 individus en sept ans, le taux de recapture en dehors de la réserve est très faible (65 individus depuis 2003). Cela confirme que le homard est une espèce plutôt sédentaire, la majorité des captures réalisées pendant les campagnes se faisant généralement à l'intérieur du cantonnement ou en bordure immédiate de celui-ci.

Globalement, on peut avancer qu'il n'y a pas eu aggravation récente de l'état de la communauté des crustacés suivis sur le site de Flamanville du fait de la pêche ou de toute autre activité anthropique. Sur une plus longue période on peut affirmer que les rejets de la centrale de Flamanville n'ont pas d'incidence négative sur la pêcherie environnante. Par contre les enrochements de la digue de protection constituent sans aucun doute un abri favorable au développement des juvéniles de homard qui alimentent la pêcherie.

5.3. Annexes

Mission	Date	Coeff. Marée	Point	Nuages	Sonde	Engin	Heure début (T.U.)	Durée	Temps après P.M.	Volume (m ³)
205	9 juin	55	C. Amenée	3	6	Bongo 1	6h28	>1mn35	3h13	86
						Bongo 2	6h36	2mn18	3h21	93
						Neuston S	6h42	8mn30	3h27	825
			Rejet	1	14	Bongo 1	7h02	2mn59	3h47	132
						Bongo 2	7h11	3mn14	3h56	140
						Neuston S	7h15	10mn43	4h	1109
			Référence	3	21	Bongo 1	7h45	4mn23	4h30	182
						Bongo 2	7h53	3mn34	4h38	152
						Neuston S	8h02	15mn21	4h47	1870
			Point 3	4	24	Bongo 1	8h39	3mn42	5h24	156
						Bongo 2	8h54	3mn19	5h39	131
						Neuston S	9h00	15mn24	5h45	2037
206	22 juin	58	C. Amenée	1	4	Bongo 1	6h45	2mn30	4h41	70
						Bongo 2	6h51	2mn21	4h47	82
						Neuston S	7h00	10mn	4h56	1113
			Rejet		12	Bongo 1	7h24	2mn20	5h20	126
						Bongo 2	7h32	2mn	5h28	92
						Neuston S	7h38	15mn	5h34	1763
			Référence		21	Bongo 1	8h08	3mn50	6h04	198
						Bongo 2	8h17	3mn56	6h13	201
						Neuston S	8h24	15mn	6h20	1730
			Point 3	2	23	Bongo 1	9h03		6h59	212
						Bongo 2	9h13	4mn10	7h09	205
						Neuston S	9h25	15mn	7h21	2024
207	5 juillet	43	C. Amenée	1	5	Bongo 1	14h40	2mn	3h10	72
						Bongo 2	14h46	2mn10	3h16	62
						Neuston S	14h52	9mn	3h22	895
			Rejet		13	Bongo 1	15h11	2mn15	3h41	86
						Bongo 2	15h17	2mn30	3h47	106
						Neuston S	15h25	10mn	3h55	905
			Référence		23	Bongo 1	15h49	6mn	4h19	238
						Bongo 2	16h01	5mn	4h31	184
						Neuston S	16h15	16mn	4h45	1433
			Point 3	1	24	Bongo 1	16h51	4mn	5h21	143
						Bongo 2	17h00	4mn	5h30	163
						Neuston S	17h12	15mn	5h42	1499
208	20 juillet	49	Référence	6	24	Bongo 1	15h50	4mn	2h57	169
						Bongo 2	16h02	4mn	3h09	143
						Neuston S	16h14	18mn	3h21	1569
			Point 3	7	28	Bongo 1	16h56	4mn30	4h03	184
						Bongo 2	17h08	4mn30	4h15	212
						Neuston S	17h25	15mn	4h32	1317
209	18 août	40	Référence		23	Bongo 1	15h58	3mn01	3h46	149
						Bongo 2	16h05		3h53	214
						Neuston S	16h21	15mn	4h09	1609
			Point 3	2	26	Bongo 1	15h13	2mn40	3h01	91
			Bongo 2	15h23		3h11	210			

						Neuston S	15h25	15mn	3h13	1254
210	2 septembre	39	C. Amenée	1	8	Bongo 1	14h19	1mn48	3h38	13
						Bongo 2	14h32	1mn39	3h51	37
						Neuston S	14h38	7mn42	3h57	784
			Rejet	1	15	Bongo 1	15h01	2mn36	4h20	80
						Bongo 2	15h10	2mn01	4h29	85
						Neuston S	15h15	10mn	4h34	1235
			Référence	2	22	Bongo 1	15h35	3mn56	4h54	243
						Bongo 2	15h44	4mn17	5h03	278
						Neuston S	15h50	15mn	5h09	1878
			Point 3	4	25	Bongo 1	16h20	3mn32	5h39	199
						Bongo 2	16h28	3mn12	5h47	214
						Neuston S	16h33	15mn20	5h52	1978

Annexe 5.1. Caractéristiques des prélèvements effectués en 2010

Mission	Date	Point	Température (°C)		DT maximum (°C)		Salinité		Densité	
			Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
205	9 juin	C. Amenée Rejet Référence Point 3								
206	22 juin	C. Amenée Rejet Référence Point 3	14,09 16,23 13,42	14,09 13,38	2,1		34,76 34,54 34,86	34,76 34,87	25,99 25,34 26,2	25,99 26,22
207	5 juillet	C. Amenée Rejet Référence Point 3	18,14				34,67		24,99	
208	20 juillet	Référence Point 3	16,08	16,05			34,99	34,99	25,72	25,73
209	18 août	Référence Point 3	17,24	17,22			34,94	34,94	25,41	25,42
210	2 septembre	C. Amenée Rejet Référence Point 3	17,68 19,92	17,60	2,2		35,03 34,68	35,00	25,37 24,54	25,39

Annexe 5.2. Résultats des mesures hydrologiques effectuées en 2010

Mission	Date	Point	Nuages	Engin	Total larves	Zoés stade 1	Zoés stade 2	Zoés stade 3	Mégaloopes
205	9 juin	C. Amenée	3	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	1	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	3	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,005	0,005			
		Point 3	4	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,015	0,015			
206	22 juin	C. Amenée	?	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	2	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,005	0,005			
207	5 juillet	C. Amenée		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	1	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	6	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne B Neuston S	0,054 0,027 0,084	0,054 0,027 0,042	0,028	0,007	0,007
		Point 3	7	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne B Neuston S	0,061 0,031 0,027		0,061 0,031 0,013	0,013	
208	20 juillet	Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne B Neuston S	0,059 0,030 0,083	0,059 0,030 0,057	0,006	0,019	
		Point 3		Bongo 1 Bongo 2 Moyenne B Neuston S	0,054 0,027 0,046	0,054 0,027 0,030	0,015		

209	18 août	Référence		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,006		0,006		
		Point 3	2	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
210	2 septembre	C. Amenée	1	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	1	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	2	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	4	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,005	0,005			

Annexe 5.3. Densités des larves de homard en 2010 (en nombre par 10 m³)

Mission	Date	Point	Engin	Mégaloques	Total Zoés	Zoés stade 1	Zoés stade 2
205	9 juin	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2				
		Référence	Bongo 1 Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2				
206	22 juin	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2				
		Référence	Bongo 1 Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2				
207	5 juillet	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2				
		Référence	Bongo 1 Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2				
208	20 juillet	Référence	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,63 0,43 0,53	0,63 0,43 0,53	
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		6,52 6,73 6,62	6,45 6,61 6,53	0,07 0,12 0,10
		Référence	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne	0,13 41,67 0,07	9,31 41,67 25,49	8,11 41,01 24,56	1,21 0,65 0,93
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne	0,24 0,24 0,12	5,40 10,15 7,77	4,52 9,29 6,90	0,88 0,86 0,87
210	2 septembre	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2				
		Référence	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne	0,25 0,68 0,47	0,29 0,68 0,49	0,08 0,32 0,20	0,21 0,36 0,28
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne	0,23 0,23 0,12	2,56 2,67 2,61	2,16 2,01 2,09	0,40 0,66 0,53

Annexe 5.4. Densités des larves d'araignée en 2010 (en nombre par 10 m³)

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	26	15	11		8.9	499	58
filière 2	73	40	23	10	9.2	539	55
filière 3	114	61	53		8.2	363	54
filière 4	24	13	11		8.8	461	54
filière 5	114	63	49	2	8.0	330	55
filière 6	22	12	10		9.1	507	55
filière 7	12	7	5		9.5	576	58
filière 8	66	38	16	12	9.3	548	58
filière 9	44	21	22	1	8.6	408	48
filière 10	69	42	26	1	8.1	347	61
filière 11	17	8	8	1	9.1	528	47
filière 12	21	17	4		9.1	527	81
filière 13	26	17	9		8.9	474	65
filière 14	30	18	12		8.5	406	60
filière 15	47	25	21	1	8.7	444	53
Sous total	705	397	280	28	8.6	431	56
filière 16	96	50	34	12	8.9	470	52

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	11	4	7		8.3	397	36
filière 2	79	33	42	4	8.8	475	42
filière 3	72	45	26	1	8.1	338	63
filière 4	19	14	5		9.1	533	74
filière 5	87	50	37		7.9	316	57
filière 6	9	5	4		8.7	547	56
filière 7	4	2	2		10.2	727	50
filière 8	81	38	38	5	9.4	572	47
filière 9	82	40	36	6	8.4	408	49
filière 10	85	46	39		8.1	339	54
filière 11	11	8	3		8.1	355	73
filière 12	19	11	7	1	9.1	510	58
filière 13	24	15	9		8.4	409	63
filière 14	41	28	13		8.6	424	68
filière 15	26	13	13		8.4	392	50
Sous total	650	352	281	17	8.5	417	54
filière 16	176	74	89	13	9.5	579	42

Total	1355	749	561	45	8.6	424	55%
Total (16)	272	124	123	25	9.3	525	46%

Annexe 5.5 : Résultats des pêches expérimentales de homard en 2010

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	81	40	41	13.8	487	49
filière 2	47	27	20	11.6	261	57
filière 3	66	50	16	11.8	274	76
filière 4	45	32	13	13.3	453	71
filière 5	24	11	13	10.3	189	46
filière 6	28	21	7	13.6	506	75
filière 7	39	27	12	14.6	571	69
filière 8	51	34	17	11.6	255	67
filière 9	122	58	64	12.0	292	48
filière 10	188	94	94	11.3	248	50
filière 11	24	16	8	15.1	637	67
filière 12	57	28	29	13.0	395	49
filière 13	83	48	35	12.9	388	58
filière 14	152	77	75	12.6	343	51
filière 15	61	35	26	13.9	472	57
Sous total	1068	598	470	12.5	353	56
filière 16	60	40	20	9.4	124	67

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	64	34	30	14.7	558	53
filière 2	60	45	15	11.7	275	75
filière 3	52	34	18	11.2	228	65
filière 4	60	36	24	14.4	517	60
filière 5	121	81	40	12.3	309	67
filière 6	25	15	10	14.4	539	60
filière 7	50	27	23	15.1	596	54
filière 8	31	24	7	11.4	244	77
filière 9	82	61	21	11.6	263	74
filière 10	205	127	78	11.4	253	62
filière 11	43	25	18	14.0	483	58
filière 12	67	41	26	14.0	472	61
filière 13	73	43	30	12.8	371	59
filière 14	153	113	40	13.1	387	74
filière 15	67	44	23	14.7	573	66
Sous total	1153	750	403	12.8	376	65
filière 16	19	13	6	9.7	152	68

Total	2221	1348	873	12.7	365	61%
Total (16)	79	53	26	9.5	138	67%

Annexe 5.6 : Résultats des pêches expérimentales de tourteau en 2010

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	17	15	0	2	9.9	6	0
filière 2	29	28	0	1	11.3	38	0
filière 3	9	9	0	0	10.9	44	0
filière 4	34	27	4	3	10.2	15	12
filière 5	8	7	0	1	10.7	25	0
filière 6	28	25	1	2	10.4	14	4
filière 7	33	20	9	4	8.3	0	27
filière 8	33	30	0	3	10.9	27	0
filière 9	7	7	0	0	9.9	14	0
filière 10	16	16	0	0	11.1	31	0
filière 11	38	33	1	4	9.8	29	3
filière 12	11	9	2	0	9.9	9	18
filière 13	10	9	1	0	9.5	10	10
filière 14	8	8	0	0	9.4	0	0
filière 15	34	33	0	1	10.9	29	0
Sous total	315	276	18	21	10.2	21	6
filière 16	23	19	2	2	11.1	30	9

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	17	12	5	1	9.7	24	71
filière 2	21	13	8	0	8.0	0	62
filière 3	1	0	1	0	7.5	0	0
filière 4	15	10	5	0	9.8	33	67
filière 5	13	7	6	0	9.5	31	54
filière 6	16	11	5	2	9.6	13	69
filière 7	35	19	16	1	9.1	14	54
filière 8	1	0	1	0	7.7	0	0
filière 9	7	3	4	0	8.3	0	43
filière 10	1	0	1	0	10.4	0	0
filière 11	57	23	34	0	9.8	14	40
filière 12	8	6	2	1	10.7	50	75
filière 13	4	4	0	0	11.0	25	100
filière 14	5	3	2	0	10.3	20	60
filière 15	92	43	49	0	8.0	3	47
Sous total	293	154	139	5	9.0	13	53
filière 16	0	0	0	0		0	0

Total	608	430	157	26	9.6	17%	71%
Total (16)	23	19	2	2	11.1	35%	83%

Annexe 5.7 : Résultats des pêches expérimentales d'araignée en 2010

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus mous	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	5	3	2		4.6	40	60
filière 2	5	5	0		5.4	20	100
filière 3	10	10	0		5.1	50	100
filière 4	2	2	0		5.4	0	100
filière 5	6	3	3		5.2	33	50
filière 6	8	7	1		4.9	13	88
filière 7	5	4	1		4.4	20	80
filière 8	3	3	0		5.2	0	100
filière 9	8	5	1	2	4.9	13	63
filière 10	9	9	0		5.2	22	100
filière 11	1	1	0		4.8	100	100
filière 12	6	4	2		4.6	50	67
filière 13	8	6	2		4.6	0	75
filière 14	3	3	0		5.0	33	100
filière 15	9	9	0		5.2	33	100
Sous total	88	74	12	2	5.0	26	84
filière 16	28	18	10	0	5.2	7	64

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus mous	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	20	17	3		5.1	0	85
filière 2	11	8	3		5.3	0	73
filière 3	8	8	0		5.2	0	100
filière 4	5	4	1		4.6	0	80
filière 5	22	20	2		5.2	0	91
filière 6	4	3	1		4.5	0	75
filière 7	8	8	0		5.2	0	100
filière 8	17	16	1		5.2	0	94
filière 9	17	17	0		5.4	0	100
filière 10	17	16	1		5.4	0	94
filière 11	16	13	3		4.9	0	81
filière 12	13	11	2		5.3	0	85
filière 13	28	28	0		5.0	0	100
filière 14	14	14	0		5.4	0	100
filière 15	28	27	1		5.2	0	96
Sous total	228	210	18	0	5.2	0	92
filière 16	19	11	8	0	5.2	0	58
Total	316	284	30	2	5.1	8%	90%
Total (16)	47	29	18	0	5.2	4%	62%

Annexe 5.8 : Résultats des pêches expérimentales d'étrille en 2010

	Nombre de casiers relevés			Nombre de buccins pêchés			Nombre de pagures pêchés		
	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total
filière 1	80	80	160	82	58	140	58	40	98
filière 2	80	80	160	0	3	3	3	2	5
filière 3	80	80	160	0	1	1	1	0	1
filière 4	80	80	160	94	128	222	128	38	166
filière 5	80	80	160	0	6	6	6	1	7
filière 6	80	80	160	258	172	430	172	26	198
filière 7	80	80	160	741	1482	2223	1482	56	1538
filière 8	80	80	160	0	2	2	2	2	4
filière 9	80	80	160	0	7	7	7	0	7
filière 10	80	80	160	0	4	4	4	0	4
filière 11	80	80	160	284	297	581	297	50	347
filière 12	80	80	160	59	41	100	41	8	49
filière 13	80	80	160	2	47	49	47	4	51
filière 14	80	80	160	0	0	0	0	5	5
filière 15	80	80	160	97	70	167	70	22	92
filière 16	80	80	160	0	0	0	0	0	0
Total	1280	1280	2560	1617	2318	3935	2318	254	2572

Annexe 5.9 : Résultats des pêches expérimentales d'autres espèces en 2010

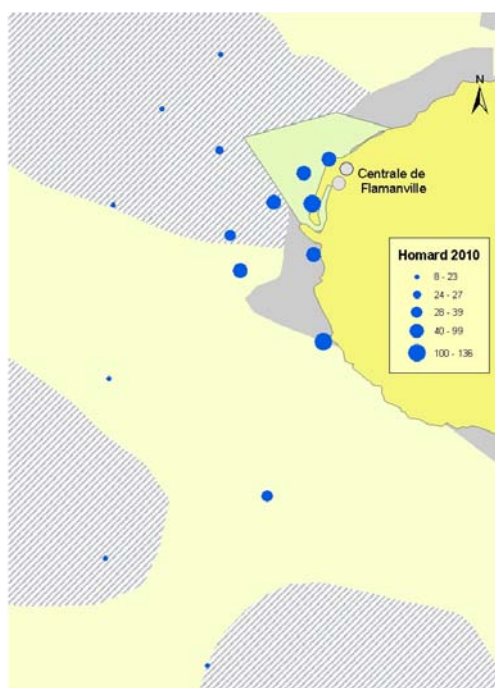


Figure A : Nombre de homards pour 80 casiers

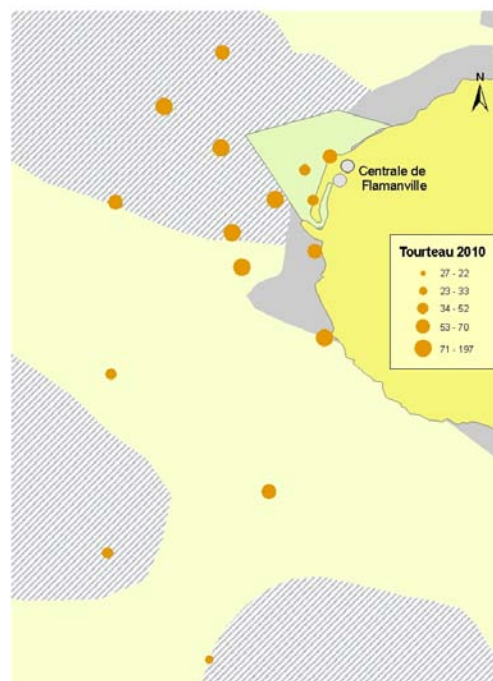


Figure B : Nombre de tourteaux pour 80 casiers

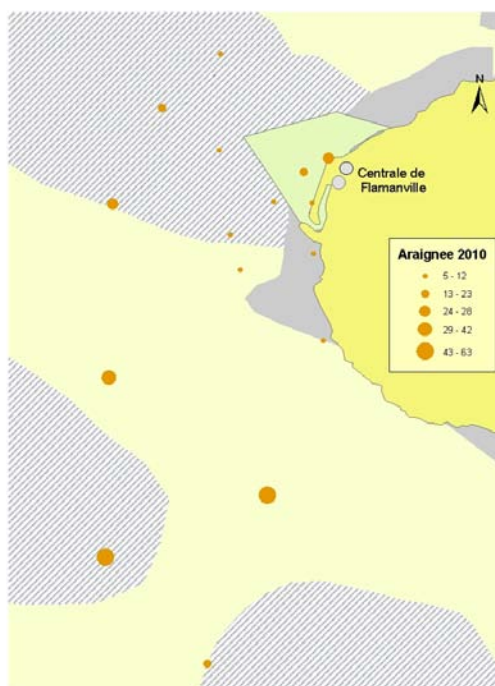


Figure C : Nombre d'araignées pour 80 casiers

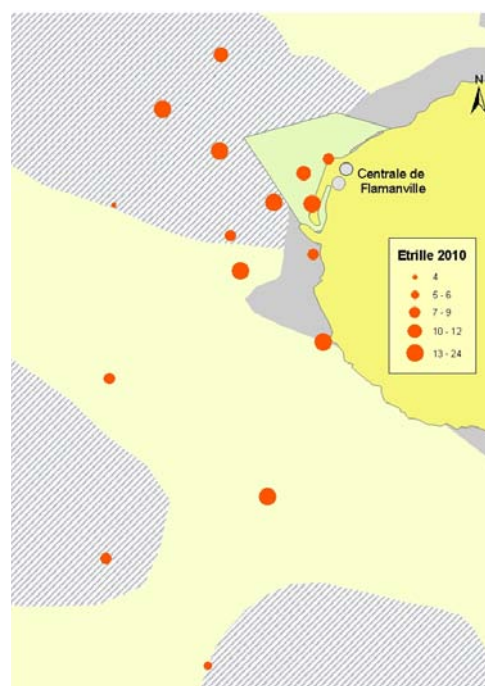


Figure D : Nombre d'étrilles pour 80 casiers

Annexe 5.10 : Répartition spatiale des quatre espèces de crustacés en 2010

6. Conclusion

6.1. Le domaine pélagique

Hydrologie

Les températures d'eau de mer mesurées en 2010 ont dans l'ensemble été très inférieures à celles de l'année précédente aux différentes saisons ($\sim -0,8^{\circ}\text{C}$). Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés. Les différences de températures au niveau du *rejet* sont significatives toute au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2010, appuyées des résultats de modélisation, indiquent que l'étendue du panache de rejet reste toujours géographiquement très limité.

Les salinités enregistrées au cours de l'année 2010 ont été généralement supérieures à celles de 2009 sur les différentes stations de surveillance au printemps et en automne (0,20 et 0,04 respectivement), et inférieures en été (0,28). Elles sont aussi très souvent inférieures aux valeurs médianes pluriannuelles calculées depuis l'année 1987. Cependant, elles restent dans la gamme observée depuis le début de la surveillance, excepté au point *canal* en automne. Sur ce point, c'est la plus faible salinité observée depuis le début de la surveillance. Bien que l'influence de la pluviométrie reste limitée dans ce secteur de la Manche, les points côtiers (*canal* et *rejet*) sont toujours caractérisés par des salinités inférieures à celui du large (*référence*). La présence de ce gradient côte-large est certainement lié aux apports d'eau douce d'origine continentale. Un impact de la centrale via ses rejets d'eau déminéralisée est fort peu probable compte tenu du volume total de rejet et de la limite du débit journalier de ces rejets.

L'ensemble des nutriments (ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate) mesurés lors des campagnes de surveillance 2010 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Dans l'ensemble, les concentrations en nutriments ont généralement été proches ou supérieures aux médianes pluriannuelles établies depuis 1987 et sont restées dans les gammes de concentrations observées depuis 1987.

Les concentrations en MES mesurées en 2010 ont été généralement comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001, excepté à deux reprises : au printemps à la station *référence* et en automne à la station *canal*. Les teneurs en MES étaient alors respectivement les plus faibles et les plus fortes observées depuis le début de la surveillance. La valeur maximale observée en automne reste cependant une concentration communément observée en milieu côtier. L'absence de différence significative entre les points semble indiquer que, malgré des rejets de MES liés au prétraitement des eaux pour la station de déminéralisation et la turbulence des rejets, la distribution des MES dans la colonne d'eau ne semble pas être modifiée de façon perceptible.

Les concentrations en bore mesurées au cours de l'année 2010 ont en général été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001 aux trois points de surveillance. Elles sont, en 2010, généralement inférieures aux médianes pluriannuelles calculées depuis 2000. Elles restent similaires à celle du milieu naturel et l'absence de concentrations maximales au niveau du point *rejet*, suggèrent que l'impact de la centrale via ses rejets d'acide borique n'est pas perceptible.

Les valeurs de l'ensemble des produits de chloration recherchés dans l'eau de mer ont été généralement inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception du bromoforme au point *rejet* en automne. La concentration a alors été de 1,6 µg/L. Ce niveau est bien en dessous de la valeur seuil (10 µg/L) considérée comme acceptable en milieu marin. En outre en raison de l'absence de bromoforme aux stations proches du *rejet*, il semble que l'impact de ce rejet chimique soit très limité.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2010 ne permettent pas de déceler d'anomalie dans la distribution et la variation des paramètres hydrologiques au niveau de la centrale électronucléaire de Flamanville. L'activité de la centrale à travers ses rejets chimiques et thermiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

Microbiologie

L'évolution des concentrations de germes totaux est restée assez constante entre 1992 et 2004 sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant ainsi en évidence la stabilité du système. Le changement de méthode analytique intervenu en 2005, avec l'utilisation de filtres de plus faible porosité, a induit une augmentation du nombre de germes dénombrés. En 2010, les résultats sont légèrement supérieurs à ceux de 2009 sauf en automne. Ils sont toute l'année compris dans la gamme de concentrations observée avant 2005. La distribution des germes totaux en 2010 a été généralement caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large comme habituellement observé.

Le nombre de germes revivifiables est dans l'ensemble en augmentation en 2010 par rapport à 2009. Toutefois, les résultats 2010 restent dans la gamme de concentrations observée en 2009, confirmant ainsi le caractère épisodique de la forte valeur observée au point *canal* en été 2008. En revanche, en automne, les abondances de germes revivifiables sont toujours en augmentation à ce point. Le nombre de germes est toujours en constante augmentation depuis 2003. Cette année est caractérisée par la plus forte abondance sur cette station depuis 1987. Finalement la distribution spatiale reste inchangée avec un gradient décroissant marqué côte-large.

L'identification des vibrions halophiles par la méthode EDF confirme la présence et la dominance des souches de *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette souche a été identifiée surtout en automne mais à des concentrations faibles (< 70 Vibrio/L). Cette année a aussi été caractérisée par une faible suspicion de présence de *Vibrio fluvialis* au point *rejet* en été.

L'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique présente généralement un gradient décroissant entre les points *canal* et *référence*, qui outre l'effet de la température, peut être expliqué par (1) les plus fortes teneurs en matière organique et en MES près des côtes et (2) un plus fort impact des activités humaines en général. Parallèlement, les abondances constatées au point *rejet* se situent entre celles des points *canal* et *référence*, suggérant la continuité du gradient décroissant côte-large.

En conclusion, bien que l'effet de l'augmentation moyenne de la température de l'eau de mer sur toute la Manche pourrait favoriser les développements naturels bactériens, l'augmentation régulière depuis 2003 de l'abondance des germes revivifiables apparaît potentiellement encore préoccupante cette année. Il conviendra donc de suivre encore avec attention l'évolution de ces germes l'année prochaine. Néanmoins, l'étude des divers paramètres du compartiment microbiologique dans son ensemble ne permet pas

de conclure à l'existence d'un déséquilibre marqué du milieu en raison de l'activité de la centrale de Flamanville.

Phytoplancton

La biomasse chlorophyllienne varie de 0,72 µg/L à 3,84 µg/L sur l'ensemble des points et des campagnes. Au mois de juin, un gradient croissant côte-large a été observé. En septembre les valeurs sont homogènes et comprise entre 0,72 et 0,82 µg/L. En mars 2010 au point *rejet* la concentration (3,84 µg/L) est la plus élevée jamais observée sur ce point depuis le début du suivi. Elle est alors la plus forte enregistrée à ce point à cette saison depuis le début du suivi. Cette valeur vient contrarier la plus faible dispersion des valeurs au printemps par rapport aux deux autres saisons. Durant les campagnes menées pour les deux autres centrales (Paluel Penly) les valeurs observées en mars ont été élevées et ont constitué pour plusieurs d'entre elles le maximum enregistré. Ces observations confirment l'analyse faite d'après les images satellites, et valident l'hypothèse d'un développement précoce du phytoplancton en mars 2010.

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 mesurées en 2010 sont comprises entre 92 en juin au point référence, et 295 au point référence en septembre. Elles sont caractérisées par les faibles valeurs observées en juin. Les valeurs de l'efficacité quantique observées aux mois juin sont elles aussi plus faibles et suivent la même tendance, sur le point référence la valeur de 0,18 observée traduit un mauvais état physiologique des peuplements phytoplanctoniques. Ces faibles valeurs suggèrent des carences en nutriments. Cette situation est fréquente dans les eaux à caractère océanique de l'ouest Cotentin en particulier en été.

Les plus fortes abondances microphytoplanctoniques ont été observées sur le point référence en juin avec 83100 cellules par litre. En mars, l'abondance mesurée sur tous les points est plus faible qu'en 2009 avec un maximum de 45300 cellules par litre, pour mémoire, sur le point canal en mars 2009, 558100 cellules par litre avaient été dénombrées. Les valeurs de septembre sont extrêmement faibles pour la deuxième année consécutive.

Comme en 2009 et 2008, et contrairement aux années précédentes, où l'espèce *Skeletonema costatum* dominait, c'est le genre *Thalassiosira* qui domine les diatomées en mars. En été, ce peuplement est remplacé par des *Rhizosoleniaceae*. L'espèce majoritaire *Guinardia delicatula*, auparavant nommée *Rhizosolenia delicatula* est classiquement décrite dans les eaux des côtes atlantiques et de la Manche. Le mois de juin est également caractérisé par la présence des genres *Pleurosigma*, *Pseudonitzschia*. Au mois de septembre, la communauté de diatomées est très hétérogène entre les points. Ce sont les genres *Thalassiosira*, *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Nitzschia* et *Pleurosigma* qui composent l'essentiel du cortège floristique.

En 2010, la dominance des dinoflagellés sur les peuplements phytoplanctoniques était plus marquée en septembre mais le maximum de cellules a été obtenu en juin avec 2600 cellules par litre. Les genres les mieux représentés à cette saison sont *Gymnodinium*, *Heterocapsa*, *Prorocentrum* et *Scrippsiella*.

Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle des eaux de l'Atlantique. A partir de l'étude des paramètres suivis dans le

compartiment phytoplanctonique en 2010, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Flamanville.

Zooplancton

En 2010, les biomasses sestoniques se situaient dans la moyenne des valeurs habituellement observées sur le site de surveillance de Flamanville. L'ensemble des valeurs acquises depuis 1987 ne montre pas de différence significative entre les points *canal*, *rejet* et *référence*, et ce quelle que soit la saison.

Les gradients d'abondance zooplanctonique entre les points de prélèvement ne reflétaient pas ceux des biomasses sestoniques. Les rapports C/N du seston montrent bien la difficulté qu'il y a à déduire, ou estimer, la biomasse du zooplancton, *sensus stricto*, à partir de ce type d'analyse. La contamination des échantillons filtrés par des débris minéraux, végétaux (point *canal* notamment) ou coquilliers est trop aléatoire pour pouvoir avoir une estimation fiable de la biomasse zooplanctonique. Au mieux cette analyse nous donne t-elle une appréciation de l'évolution de la charge particulaire (seston > 100 µm) sur le site de la centrale de Flamanville au moment des prélèvements.

En 2010, les abondances zooplanctoniques correspondaient également à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1991. Cette année, l'évolution de l'abondance zooplanctonique montre une différence significative entre les points de prélèvement en été. L'abondance estivale zooplanctonique moyenne au point *canal* depuis 1991 étant significativement plus faible qu'au point *référence*. Cette tendance semble liée à la présence plus conséquente en été des copépodes, qui sont généralement plus abondant au point *référence*. Le point *canal* de part sa position en milieu peu profond et abrité dans l'enclave du canal d'entrée de la centrale de Flamanville présente souvent une proportion d'individus holoplanctoniques (copépodes, appendiculaires, chaetognathes) plus faible.

Au printemps 2010, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes et de bryozoaires.

L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (>90 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus*, *Pseudocalanus elongatus* et *Temora longicornis* et chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelles, leur répartition saisonnière habituelle. Les faibles abondances observées de *P. elongatus* et *T. longicornis* vont dans le sens de la tendance observée ailleurs en Manche depuis quelques années.

Aux trois périodes d'observations, les valeurs enregistrées au niveau des rejets en mer s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *canal* et *référence*. L'influence des rejets de la centrale, si elle existe, n'est donc pas décelable.

6.2. Le domaine benthique

► En baisse pour la quatrième année consécutive, la biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus* évaluée en 2010 sur le platier de Diélette, atteint sa valeur minimale observée depuis 1983.

C'est en limite supérieure, soit dans le haut niveau de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable.

Cette baisse de la biomasse algale particulièrement marquée à Flamanville depuis quelques années est constatée sur d'autres secteurs en Manche, notamment dans la région de Paluel.

Quoique particulièrement bas en fin de printemps 2010, le pourcentage de thalles fertiles atteint un niveau élevé en septembre. En effet, 99 % des algues baguées présentent un développement du cycle de la reproduction.

Malgré un développement plus tardif du cycle de reproduction, *Fucus serratus* présentait un taux de fertilité tout à fait conforme aux valeurs habituelles en septembre 2010.

► Le recrutement des cirripèdes est en hausse pour la troisième année consécutive mais reste encore inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2010. Les températures hivernales relativement basses ont favorisé un renouvellement printanier important de *Semibalanus balanoides* confortant une fois de plus la relation établie entre la rigueur de l'hiver et le recrutement printanier des cirripèdes.

Le recrutement estival, concernant en priorité les espèces *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, a été beaucoup plus faible.

Comme en 2009, l'abondance des recrues a été plus élevée à Quédoy et au Sémaphore et plus faible à Diélette.

La densité moyenne de *Semibalanus balanoides*, espèce dominante dans la région de Flamanville depuis le début des observations, augmente aux différentes stations, excepté au Sémaphore.

Le nombre de Chthamales, *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, baisse en 2010. Cette baisse est plus remarquable à Quédoy et au Sémaphore, sites où ces cirripèdes sont habituellement bien représentés.

Quant à *Elminius modestus*, sa présence dans le peuplement reste faible.

En 2010, comme en 2009, les températures ont favorisé la reproduction et le développement de *Semibalanus balanoides* mais n'ont pas été propices aux Chthamales.

Elminius modestus semble être moins affecté par les variations de température.

L'abondance de la faune associée aux cirripèdes reste très irrégulière et varie beaucoup d'une station à l'autre. Ainsi en 2010, *Lasaea adansoni* varie de 16 à 1000 individus par m² respectivement à Quédoy et au Rozel 4. Les densités de *Littorina saxatilis*, globalement en baisse depuis 1985, sont en augmentation aux quatre stations, et particulièrement fortes au Sémaphore.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites en 2010 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

6.3. Le domaine halieutique

Larves de crustacés

Comme l'illustrent la figure 2.2.2 de la page 27 les températures du premier semestre 2010 sont parmi les plus basses observées sur les 25 dernières années. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée n'a commencé que mi-juillet comme nous pouvions le prévoir dès le début du mois de mars.

La densité de zoés atteint sa valeur maximale (25,5 par 10m³) en août, valeur supérieure à celles observées antérieurement en excluant cependant l'année 1983 qui demeure exceptionnelle. La densité maximale de mégalopes observée début septembre (0,47 par 10 m³) est notable mais n'atteint pas les densités les plus importantes trouvées antérieurement ; il est possible qu'un pic plus important se soit produit après la dernière mission.

La répartition des zoés selon les points montre que le point *référence* peut être un lieu important d'éclosions de larves d'araignée puisqu'on y a trouvé cette année une densité près de 4 fois plus importante de jeunes zoés (2/3 prézoés, 1/3 zoés stade 1) qu'au point 3 habituellement beaucoup plus riche ; nous n'avons observé aucune zoé ni dans le canal d'amenée où elles sont très rares ni aux alentours de la zone de rejet habituellement très pauvre. De même aucune mégalope n'a été observée cette année en ces deux points.

La précocité des années antérieures nous a souvent fait manquer le début des éclosions du homard. Il n'en est pas de même en 2010 suite au printemps froid. Ainsi, les larves de homard ont été observées au cours de toute la saison de prélèvement, soit du 9 juin au 2 septembre et la densité maximale (0,08 par 10 m³) se situe parmi les meilleures années. Les récoltes de stade 1 montrent d'autre part que des éclosions ont eut lieu sur toute la période avec un maximum en juillet.

Les résultats de l'année 2010 ne révèlent pas de déséquilibre du milieu. Les fluctuations temporelles de la date des pics d'éclosion sont le reflet des variations climatiques.

Surveillance de la pêche côtière des crustacés

Pour la première fois en 10 ans, les rendements en homard n'augmentent plus mais ils sont toujours à un niveau élevé. La tendance reste haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Il semble que la population profite d'une augmentation du nombre de juvéniles d'un à trois ans que l'on retrouve en forte proportion au sud du cantonnement. Il n'est pas possible de savoir si ces petits homards proviennent de la réserve dans la mesure où il est difficile, pour des raisons de mortalité importante et de mues rapprochées, de marquer les juvéniles de moins de 60 mm de longueur céphalothoracique. Cette augmentation semble provenir de méta-population ou d'un stock plus important car les professionnels travaillant en manche ouest remarquent de la même manière une recrudescence importante de juvéniles.

* Le tourteau est à nouveau la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. En effet généralement une forte concentration en homard provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Il semble qu'en dessous de 10 homards pour 10 casiers les tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers.

* Les captures d'araignée diminuent pour la deuxième année consécutive tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles observées depuis dix ans. De la même manière la taille est toujours en diminution, probablement à cause de l'augmentation du nombre de petits individus.

* La taille moyenne des étrilles capturées reste faible et n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Il faut toutefois noter que les rendements sont relativement élevés encore cette année. Les résultats concernant l'étrille semblent plutôt positifs dans la mesure où l'espèce est en augmentation sur l'ensemble de la zone. Les bons indices de septembre période de pleine activité et de recrutement permettent de penser que les captures pourraient se stabiliser.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

* Les captures de homards sont encore importantes cette année, malgré deux jours de houle peu favorables aux déplacements de cette espèce. La taille moyenne a légèrement diminué depuis 2006 ce qui voudrait dire que la proportion de petits individus est plus importante dans la réserve et qu'il pourrait y avoir un phénomène d'échappement des gros individus vers l'extérieur. Le nombre de femelles oeuvées est en augmentation depuis plusieurs années et devrait permettre une dispersion larvaire favorisant à la connectivité entre les populations avoisinantes.

* Le système de marquage permet d'identifier les individus recapturés même après plusieurs mues. Nous avons ainsi pu observer de nombreuses augmentations de tailles accompagnées parfois d'une modification du stade sexuel, comme par exemple le passage de femelle à femelle œuvée. Il semble toutefois que les nombreuses mues successives aient eu raison des marques faites avant 2005. En effet, un grand nombre d'individus a été remarqué cette année alors que des cicatrices dues aux marques expulsées étaient observées sur l'abdomen de ceux-ci.

* Malgré le grand nombre de homards marqués, environ 3000 individus en sept ans, le taux de recapture en dehors de la réserve est très faible (65 individus depuis 2003). Cela confirme que le homard est une espèce plutôt sédentaire, la majorité des captures réalisées pendant les campagnes se faisant généralement à l'intérieur du cantonnement ou en bordure immédiate de celui-ci.

Globalement, on peut avancer qu'il n'y a pas eu aggravation récente de l'état de la communauté des crustacés suivis sur le site de Flamanville du fait de la pêche ou de toute autre activité anthropique. Sur une plus longue période on peut affirmer que les rejets de la centrale de Flamanville n'ont pas d'incidence négative sur la pêcherie environnante. Par contre les enrochements de la digue de protection constituent sans aucun doute un abri favorable au développement des juvéniles de homard qui alimentent la pêcherie.

* * *

7. Bibliographie

- ABARNOU A., 1981.- Trihalométhanes formés par chloration de l'eau de mer. *In* : 2èmes journées de la thermo-écologie, Nantes, 14-15 novembre 1979. Electricité de France Ed., 247-266.
- ABARNOU, A., 1981.- Aspects chimiques de la chloration de l'eau de mer. Rapport ISTPM, 92 pp.
- ABARNOU, A., GUILLAUD, J-F., MIOSSEC, L., BATT, A. 1990.- La chloration des effluents urbains avant rejet en mer. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer. N°20, 167 pp.
- AGOUMI, A., ENDERLE, M.J. & GRAS, R.A. 1983.- Modélisation du régime thermique de la Manche. *Oceanologica Acta*, 6, (4) 393-406
- ALDEBERT (Y.), 1975.- Comparaison des rendements du "Bongo".- Rapport FAO - ISTPM.
- AMINOT A., CHAUSSEPIED M. 1983.- « Manuel des analyses chimiques en milieu marin » Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO), Brest, 395 pp.
- AMINOT A., KEROUEL R., 2004.- Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336 p.
- ARBAULT S. et LACROIX N., 1975.- Essais comparatifs des pouvoirs de capture de deux filets à plancton (GULF III encasé et Bongo).- *Cons. int. Explor. Mer*, Comité des poissons pélagiques (sud), J:8.
- ARMSTRONG, F.A.J., BUTLER, E.I. & BOALCH, G.T. 1972.- Hydrographic and nutrient surveys in the western English Channel during 1963 and 1964. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 52, 915-930
- BENTLEY, D. & MAILLARD-QUISTHOUDT, C. 1990 « Hydrographic and nutrient surveys in the western English Channel during 1963 and 1964 ». *Journal pour la Recherche Océanographique*, 15, (3/4) 135-141
- 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.
- BROUARDEL, J., RINCK, E. 1963.- « Mesure de la production organique en Méditerranée, dans les parages de Monaco, à l'aide du 14C » *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, n. Sér., 40 (2) :109-164.
- CABIOC'H J., et AL. 1992. Guide des algues des mers d'Europe. Ed. Delachaux et Nestlé, 232 p.
- COCHLAN W.P., 1986. Seasonal study of uptake and regeneration of nitrogen on the scotian shelf. . *Continental Shelf Research* 5, 555-577
- DREVES L., 2001. Effets climatiques sur les écosystèmes marins. Exemple du recrutement des crustacés cirripèdes sur la côte ouest du Cotentin. *Hydroécol. Appl.* (2001) Tome 13 Vol. 1, pp. 101-112.
- DREVES L., ABERNOT-LE GAC C., GAFFET J.D., MAHEUX., 2009. Observations de trois peuplements de *Fucus serratus* en Manche. Colloque ALGIMAC, Concarneau, décembre 2009. *Cryptogamie, Algol*, 30 (4): 311-341.
- ERICKSON, S. J. et FREEMAN, A. E., 1978 Toxicity screening of fifteen chlorinated and brominated compounds using four species of marine phytoplankton. *In* : *Water Chlorination*. vol. 2., 307-310. Jolley et al. Ed.

- FRONTIER, 1972.-** Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 8, pp. 121-132
- 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.
- GENTILHOMME, V., LIZON, F. 1998.-** « Seasonal cycle of nitrogen and phytoplankton biomass in a well-mixed coastal system (Eastern English Channel). *Hydrobiologia.* 361 : 191-199.
- GOHIN, F., DRUON, J-N., LAMPERT, L., 2002.** « A five channel chlorophyll concentrations applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters ». *Int. J. Remote Sensing.* Vol. 23 N°8, 1639-1661.
- GOHIN, F., LAMPERT, L., GUILLAUD, J-F., HERBLAND, A., NEZAN, E., 2003.** « Satellite and in situ observation of the late winter phytoplankton bloom, in the northern Bay of Biscay ». *Continental Shelf Research* 23, 1117-1141.
- IPCC, 2001.** Climate change 2001, Synthesis report, Watson R. T. and the Core Writing Team Editors, Cambridge University Press, Cambridge U.K., New-York U.S.A., 1-111.
- JONES, S.R. & JEFFS, T.M. 1991.-** « Near surface sea temperatures in coastal waters of the North Sea, English Channel and Irish Sea ». *Fisheries Research Data Report*, n°24
- 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.
- KILHAM, P., KILHAM, S.S. 1980.-** « The evolutionary ecology of phytoplankton » In. Morris I. (ed.). *The physiological ecology of phytoplankton.* Pp. 571-597. *Blackwell Scientific Publications.* Oxford.
- KLEIN, B. ET SOURNIA, A.1987.-** « A daily study of the diatom spring bloom at Roscoff (France) in 1985. II. Phytoplankton pigment composition studied by HPLC analysis » *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37 : 265-275.
- LAANE, R.W.P.M. 1992.-** « Background concentrations of natural compounds ». *Ministry of transport, Public Works and Water Management*, Report DGW-92.033
- LABRY, C., HERBLAND, A., DELMAS, D., LABORDE, P., LAZURE, P., FROIDEFOND, J-F., JEGOU, A-M., SAUTOUR, B., 2001.** Initiation of winter phytoplankton blooms within Gironde plume waters in the Bay of Biscay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 212, 117-130.
- LAMPERT, L. 2001.-** « Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanktoniques dans l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne) ». Thèse de troisième cycle, *Université de Bretagne Occidentale.* 328 pp.
- L'HELGUEN, S., MADEC, C. ET LE CORRE, P., 1993.-** « Nutrition azotée du phytoplancton dans les eaux brassées de la Manche Occidentale ». *Oceanologie Acta* 16, 653-660
- LORENZEN, C.J. 1966.-** « A method for the continuous measurements of *in vivo* chlorophyll concentrations ». *Deep-Sea Res.* 13: 223-227.
- LUMBY, J.R. 1935.-** « Salinity and temperature of the English Channel ». *Fishery Investigations, series II, vol. XIV, n°3.*
- LUND, J.W.G., KIPLING, C., LE CREN, E.D. 1958.-** « The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting ». *Hydrobiologia* 11 : 143-178

- MALHERBE, J.F. & MANOHA, B. 1977.-** « Centrale de Flamanville-Avis C ; Influence courantologique et thermique ». *Electricité De France, Direction des études et recherches*, HE041/77.013
- MARTIN (J.), 1996.-** Hatching period of the larvae of spider crab *Maja squinado* Herbst in the English Channel according to seawater temperature. Poster presented at the 2nd European Crustacean Conference, Liège (september 2-6).
- MARTIN J. & PLANQUE B., 2006.** Variability in the onset of hatching of *Maja brachydactyla* Balss, 1922 (Brachyura: Majidae) in the English channel in relation to sea temperature. *Invertebrate Reproduction and Development* 49 (3), 143-150.
- MASTAIL M. & BATTAGLIA A., 1978.** Amélioration de la conservation des pigments du zooplancton, *Cons. Int. Explor. Mer*, L:20.
- MAUCLINE J., 1998.-** The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33: 1-710
- MIOSSEC L., 2002.-** Les vibrions pathogènes pour l'homme : le risque associé au milieu marin en France. *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
- NICHOLS (J.H.), BENNET (D.B.) et LAWRENCE (A.), 1980.-** A study of some problems relating to quantitative sampling of lobster larvae, *Homarus gammarus* (L.) - *Cons. int. Explor. Mer*, Comité des Crustacés, L:14.
- PINGREE, R.D. & MADDOCK, L. 1977.-** « Tidal residuals in the English Channel ». *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 57, 339-354
- POULARD, J.C. & AL, SIH-C, 2007.-** « Poissons et invertébrés au large des côtes de France. Indicateurs issus des pêches scientifiques ». Bilan 2004. Ifremer, Nantes, EMH : 07-001
- QUERO, J.C. (coord.), 1998.** Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises. Ed. Delachaux et Nestlé, 256 p.
- RAGUENEAU, O., DE BLAS VARELA, E., TREGUER, P., QUEGUINER, B., DEL AMO, Y. 1994.** « Phytoplankton dynamics in relation to the biogeochemical cycle of silicon in a coastal ecosystem of western Europe ». *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72, 106-157.
- REES, A.P., OWENS, N.J.P., HEATH, M.R., PLUMMER, D.H., ET BELLERBY, R.S., 1995.-** « Seasonal nitrogen assimilation and carbon fixation in a fjordic sea loch ». *Journal of Plankton Research* 17, 1307-1324
- RIOU, J. 1990.-** « Modèle d'écosystèmes phytoplanctonique marin sur le littoral nord breton (Manche Occidentale) ». *Thèse de doctorat, Institut National polytechnique, Toulouse*
- ROCHET, M.J., TRENKEL, V.M., BELLAIL, R., COPPIN, F., LE PAPE, O., MAHE, J.C., MORIN, J., POULARD, J.C., SCHLAICH, I., SOUPLET, A., Y. VERIN, Y., & BERTRAND, J.A., 2005.** Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities : diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1647-1664.
- ROCHET, M.J., TRENKEL, V.M., COPPIN, F., LE PAPE, O., MORIN, J., POULARD, J.C., SCHLAICH, I., Y. VÉRIN, Y., & BERTRAND, J.A., 2003.** L'état des communautés exploitées au large des côtes de France. Application d'indicateurs à l'évaluation de l'impact de la pêche. 170 p.

- SALOMON, J.C., BRETON, M. & GUEGUENIAT, P. 1993.-** « Computed residual flow through the Dover Strait ». *Oceanologica Acta*, **16**, 449-455
- SHERMAN (K.) et HONEY (A.), 1971.-** Size selectivity of the Gulf III and Bongo zooplankton Samplers.- icnaf, research bulletin, n°8 : 45-48.
- SCHERRER, B. 1984.-** « Biostatistique ». *Gaëtan Morin* (ed.) Québec. 850 pp.
- SCHNACK (D.), 1974.-** On the reliability of methods for quantitative surveys of fish larvae.- In : The early life history of Fish, Blaxter J.H.S. rédacteur, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York.
- SIMPSON, J.H. & HUNTER, J.R. 1974.-** « Fronts in the Irish Sea ». *Nature*, **1250**, 404-406
- SMITH (E.), 1974.-** Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal.- Part 4, Standard techniques for pelagic fish eggs and larvae surveys.- National Marine Fisheries Service édit., Washington.
- STEEMANN NIELSEN, E. 1951.-** « Measurement of the production of organic matter in the sea » *Nature*, **167** : 684.
- STEEMANN NIELSEN, E. 1952.-** « The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea » *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* **18** : 117-140.
- TAPPIN, A.D., HYDES, D.J., BURTON, J.D. & STATHAM, P.J. 1993.-** « Concentrations, distributions and seasonal variability of dissolved Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in the English Channel ». *Continental Shelf Research*, **13**, (8/9) 941-969.
- TAYLOR, A.H. & STEPHENS, J.A. 1983.-** « Seasonal and year to year changes in the temperatures of the English Channel and the Southern North Sea, 1961-1976 : a budget ». *Oceanologica Acta*, **6**, (1) 63-72
- UGLEM I., 1993.** Influence of shells and as substrate in culture compartments on survival, growth and claw asymmetry in large scale culture of lobsters, *Homarus gammarus* (L.). Proceedings of the First European Crustacean Conference, Paris, August 31 - September 5, 1992, (abstracts), P. Noël coord., éditions du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 1993 : 165 (livret des résumés).
- UTERMOHL, H. 1958.-** « Zur vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* **9** : 1-38.
- VIOLEAU, D., DRIBAUT, P. 1997.-** Centrale de Flamanville, calcul 3D d'impact thermique pour la configuration actuelle (2 tranches de 1300MW) ». Note technique EDF, Département Laboratoire National d'Hydraulique. 68 pp.
- WEAR (R.), 1974.-** Incubation in british Decapod Crustacea, and the effects of temperature on the rate and success of embryonic development.- *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **54** (3) : 745-762.
- WILHELM G., 1995 -** Contribution à l'étude de l'étrille *Necora puber* dans le Mor-Braz : données halieutiques, biologiques et pathologiques. 244pp.
- WOEHLING D., LEFEBVRE A., LE FÈVRE-LEHOËRFF G. & DELESMONT R., 2005.** Seasonal and longer term trends in sea temperature along the French North Sea coast, 1975 to 2002, *J. Mar. Biol. Ass.*, U.K., **85**, 39-48.

SITE ELECTRONUCLEAIRE DE FLAMANVILLE

**RAPPORTS D'AVANT-PROJET ET DE PROJET
DU DOMAINE MARIN COTIER
PRODUITS PAR LE CNEXO AVANT 1983**

BELSHER T., HAMON D., JOUAN G., CABIOCH L., RETIERE C (1976).- Etude écologique d'avant-projet sur le site de Flamanville. Rapp. CNEXO/COB/DELGMM, avril 1976, 94 p. + annexes.

ROMAÑA A., SERET B. (COORDINATEURS), BELSHER T, CHARDY P., DE LA SALLE P., ERARD E., HAMON D., JOUAN G., LAUREC A., RYCKAERT M. (1977). - Etude écologique de Projet – Site de Flamanville – 1^{er} Cycle. Rapp. CNEXO-UL, octobre 1977 :

- Vol. 1 : Rapport général, 260 p.
- Vol. 2 : Traitements mathématiques, 39 p.
- Vol. 3 : Annexes, 213 p.

CHARDY P., ROMAÑA A. (COORDINATEURS), ARNAL O., ARZUL G., BELSHER T., DE LA SALLE P., ERARD E., GUILLAUMONT B., HAMON D., LE FEVRE-LEHOERFF G., LOARER R., RYCKAERT M., TOULARASTEL F. (1986). Etude écologique de Projet – Site de Flamanville – 2^e Cycle de Juin 1977 à Juin 1978. (Edition provisoire : rapp. CNEXO-ELGMM, juin 1979) Rapp. Ifremer DERO-86.22-EL

- Vol. 1 : Le domaine pélagique. Fasc. 1 : Rapport, 269 p. ; Fasc. 2 : Annexes, 168 p.
- Vol. 2 : Le domaine benthique. 221 p.

**RAPPORTS DE SURVEILLANCE
DU DOMAINE MARIN COTIER
PRODUITS PAR L'IFREMER DEPUIS 1983**

LEAUTE J.P. ET C. LE BEC, 1984. - Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Zooplanctonologie, ANNEE 1983. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, édit., Nantes, mai 1984, 182 p.

PIRIOU J.Y. ET C. VIGIER, 1984. – Site de Flamanville, étude complémentaire, Biomasse algales, potentielles et en dérive. Rapp. CNEXO/DERO-86.21-EL, novembre 1984, 33 p. + annexes.

VERON G., D. MIOSSEC ET P. NOEL, 1985. - Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Surveillance de la pêche côtière. des crustacés, ANNEE 1983. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, édit., Nantes, janvier 1985, 151p.

ARNAL O, T. BELSHER, C. CHEVALIER, L. DREVES, E. ERARD, P. GENTHEN, F. GRESSELIN, B. GUILLAUMONT, D. HAMON, R. LOARER, M. OBATON, J.Y. PIRIOU, J.Y. QUINTIN ET P. WALKER, 1985.- Etude de Surveillance écologique sur le site de Flamanville, ANNEE 1983. Rapp. CNEXO/COB/DELGMM, mars 1985, 124 p.

GENTHEN P., L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, B. GUILLAUMONT, R. LOARER, A. MENESGUEN, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1986.- Surveillance écologique sur le site de Flamanville, ANNEE 1984. Rapp. IFREMER DERO-86.12 EL, 131 p.

- MARTIN J. ET D. HALGAND, 1986.-** Etude de surveillance des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Zooplanctonologie, avril-octobre 1984. Rapp. interne IFREMER DRV-86.008-RH, décembre 1986, 286 p.
- GUILLAUMONT B., J.P. AUFFRET, S. BERNE, F. GRESSELIN ET P. WALKER, 1987.-** Surveillance écologique, Site de Flamanville, Le domaine benthique, Etude par sonar latéral et prises de vue sous-marines, 1983-1984. Rapp. IFREMER DERO-87.05-EL, 35 p. + 14 cartes.
- GUILLAUMONT B., HAMON D., LAFOND L.R., LE RHUN J., LEVASSEUR J. ET PIRIOU J.P., 1987. –** Etude régionale intégrée du Golfe normano-breton, carte biomorphosédimentaire de la zone intertidale au 1/25 000, côte ouest du Cotentin et Baie du Mont Saint-Michel. Rapp. Ifremer DERO-87.17-EL, 50 p. + 7 cartes.
- VERON G. ET D. MIOSSEC, 1987.-** Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Surveillance de la pêche côtière des crustacés, ANNEE 1984. Rapp. interne IFREMER DRV-86.008-RH, mai 1987.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, P. GENTHEN, J.Y. PIRIOU, J.Y. QUINTIN ET G. VERON, 1988. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1985. Rapp. IFREMER DRV-87.19-RH, DERO-87.28-EL, décembre 1988, 311p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, J.Y. QUINTIN ET G. VERON, 1990. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1986. -Rapp. IFREMER DRV-88.06-RH, DERO-88.14-EL, novembre 1990, 136 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1990. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1987. [Edition définitive] Rapp. IFREMER DRV-89.017-RH, DERO-89.12-EL, novembre 1990, 182 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1991. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1988. Rapp. IFREMER RIDRV-90.46-RH, RIDRO-90.14-EL, mai 1991, 134 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1991. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1989. Rapp. IFREMER RIDRV-90.47-RH, RIDRO-90.15-EL, septembre 1991, 148 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC ET J.Y. QUINTIN, 1991. -** Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1990. Rapp. IFREMER DRO.EL-91.15, juillet 1991, 122 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1992. -** Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1991. Rapp. IFREMER DEL/Brest-92.23, juin 1992, 161 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1993. -** Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1992. Rapp. IFREMER DEL/Brest-93.14, juillet 1993, 146 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1994. -** Surveillance écologique et

halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1993. Rapp. IFREMER DEL/Brest-94.09, juin 1994, 105 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), J.Y QUINTIN, E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, J. MARTIN ET D. MIOSSEC, 1995. -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1994. Rapp. IFREMER DEL/Brest-95.09, juin 1995, 112 p. + annexes.

DREVES L. (COORDINATEUR), J. MARTIN, E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, D. MIOSSEC ET J.Y QUINTIN, 1996. -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1995. Rapp. IFREMER DEL/Brest-96.07, juin 1996, 114 p. + annexes.

DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1997) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1996. Rapp. IFREMER DEL/CR/RST/97/09, mai 1997, 108 p. + annexes.

DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1998) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1997. Rapp. IFREMER DEL/CR/98/04, mars 1998, 112 p. + annexes.

DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., GAFFET J.D., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1999) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1998. Rapp. IFREMER DEL/99.09/Brest, juin 1999, 126 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (2000) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1999. Rapp. IFREMER DEL/00.04/Brest, juin 2000, 122 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., GAFFET J.D., DE KERGARIOU G., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., RUMEBE M., (2001) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 2000. Rapp. IFREMER RST.DEL/01.04, mars 2001, 128 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), MARTIN J., MONBET P., RUMEBE M., SCHLAICH I., DU BOULLAY H., (2002) - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 2001. Rapp. IFREMER RST.DEL/02.04, mars 2002, 154 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2003) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2002 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DEL/SR/03.04, mars 2003, 166 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., GAFFET J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2004) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2003 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DEL/SR/04.04, mars 2004, 176 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., DAGAULT F., GAFFET J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2005) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2004 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/05.02, mars 2005, 194 p.

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., BRYLINSKI J., VINCENT D., GAFFET J., SCHLAICH I. (2006) -

Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2005 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/06.02, mars 2006, 202 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), LAMPERT L., MARTIN J., BRYLINSKI J., NOGUES L., SCHLAICH I., VINCENT D., (2007) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2006 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/07.03, mars 2007, 190 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., LAMPERT L., MARTIN J., NOGUES L., SCHLAICH I., (2008) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2007 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/08.02, mars 2008, 204 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., LAMPERT L., MARTIN J., MONBET P., SCHLAICH I., (2009) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2008 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/09.03, mars 2009, 200 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C., MONBET P. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., MARTIN J., SCHLAICH I., (2010) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2009 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/10.02, mars 2010, 208 p.

ABERNOT-LE GAC C., DREVES L., (COORDINATEURS), ANTAJAN E., FIAIT L., MARTIN J., MONBET P., SCHLAICH I., (2011) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2010 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-ODE/UL/11.01, mars 2011, 218 p.

ETUDES PARTICULIERES DU DOMAINE MARIN COTIER

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., ABERNOT-LE GAC C., MARTIN J., ARZEL P., DUMAS F., LATROUITE D., SCHLAICH I., WOEHLING D., (2006) – Synthèse hydrobiologique du site électronucléaire de Flamanville – Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/06.03, mars 2006, 386 p.

EHRHOLD A., CHEVALIER C., HAMON D., CAISEY X., GAFFET J.D., ALIX A., (2008) – Campagnes benthiques au large de Flamanville – Etat initial des zones de clapage C3 et C4 – Rapp. Ifremer RST-DYNECO/EB/08.01, janvier 2008, 55 p. + 10 annexes

* * *