

Chantal **ABERNOT- LE GAC**
(Coordinatrice)

Elvire **ANTAJAN**
David **DEVREKER**
Luc **DREVES**
Laure **LAMORT**
Jocelyne **MARTIN**
Olivier **PIERRE-DUPLESSIX**
Mathilde **SCHAPIRA**
Ivan **SCHLAICH**

Mars 2014 - RST ODE/LITTORAL/LER/BO/14.003

Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Flamanville

Année 2013

Rapport scientifique annuel



Goury, juin 2013

Numéro d'identification du rapport : ODE/LITTORAL/LER/BO/14.003		date de publication : Mars 2014 nombre de pages : 226 bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : français
Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Luc Drévès & Chantal Abernot-Le Gac		
Titre de l'article <p style="text-align: center;"><i>Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville</i> <i>Année 2013 – rapport scientifique annuel</i> <i>Ecological and fisheries monitoring of the Flamanville nuclear power plant</i> <i>2013 Annual scientific report</i></p>		
Auteurs principaux :		Organisme / Direction / Service, laboratoire
Abernot - Le Gac Chantal Antajan Elvire Devreker David Drévès Luc Lamort Laure Martin Jocelyne Pierre-Duplessix Olivier Schapira Mathilde Schlaich Ivan		Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - BO Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - BL Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - BL Ifremer / ODE/ LITTORAL Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / RBE / EMH Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / RBE /HMMN / RHPEB
Collaborateur(s)		
Berthélé Olivier Bourriau Paul Dejouy Cathy Françoise Sylvaine Gaffet Jean-Dominique Goascoz Nicolas Gohin Francis Hervio - Heath Dominique Le Gagneur Eric Maheux Frank Quinquis Jérôme Rabiller Emilie Rabiller Manuella Simon Benjamin Tableau Adrien Terre - Terrillon Aouregan Vérin Françoise		Ifremer / RBE / EMH Ifremer / RBE / EMH Ifremer / RBE / EMH Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / ODE / DYNECO – Benthos Ifremer / RBE / HMMN / RHPEB Ifremer / ODE / DYNECO – Pelagos Ifremer / RBE / SG2M / LSEM Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / RBE / HMMN / RHPEB Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / RBE / EMH Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - N Ifremer / RBE/ EMH Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - BO Ifremer / ODE / LITTORAL / LER - BN
Cadre de la recherche : Projet = Impact des Grands Aménagements (I.G.A.) Marché n° C4493C0850		
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° 31 du centre nucléaire de production d'électricité de Flamanville (département de la Manche) concerne l'année 2013. Sont étudiés les domaines benthique, halieutique et pélagique.

L'année 2013 est la 28^{ème} année de fonctionnement du CNPE de Flamanville.

Abstract

The monitoring report (n° 31) of the nuclear power plant located in Flamanville (France) takes into account studies carried out between March and September 2013.

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 eight 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, (coordinatrice), Antajan E., Devreker D., Drévès L., Lamort L., Martin J., Pierre – Duplessis O., Schapira M., Schlaich I., 2014. Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2013 – Ifremer RST. ODE/LITTORAL/LER / BO / 14.003, mars 2014, 226 p

Résumé

Le bilan météorologique global de l'année 2013 observé dans ce secteur central de la Manche se caractérise par un cumul annuel des précipitations légèrement supérieur au cumul moyen enregistré sur la période 1949-2013, une insolation annuelle sensiblement supérieure à la moyenne enregistrée depuis 1986, une température moyenne annuelle de l'air sensiblement inférieure à la moyenne enregistrée sur la période 1949-2013, des moyennes mensuelles hivernales et surtout printanières inférieures aux moyennes saisonnières, un dernier trimestre assez exceptionnel par sa douceur.

Les observations faites sur la température de l'air au cours de l'année 2013 peuvent quasiment être intégralement reprises pour commenter l'évolution de la température de l'eau de mer pendant la même période. L'année 2013 se caractérise ainsi par un printemps "froid" prolongeant un hiver tardif, un automne et un début d'hiver excédentaire thermiquement.

Les résultats obtenus sur les différents paramètres surveillés des trois domaines pélagique, benthique et halieutique, sont globalement dépendants de ces conditions météorologiques naturelles.

Domaine pélagique

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 2013 sont les mêmes que les années précédentes. Les campagnes de 2013 se sont déroulées les 21 mars, 14 juin et 11 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 (microbiologie).

Hydrologie

Sur l'ensemble des points *canal*, *rejet* et *référence*, un prélèvement est effectué en surface. Les paramètres hydrologiques mesurés sont la température, la turbidité, la salinité, les sels nutritifs (ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate). Les mesures de la température et de la salinité sont effectuées *in situ* au moyen de sondes multi-paramètres. Les prélèvements d'hydrazine et d'éthanolamine ont été réalisés conformément aux prescriptions fournies par le laboratoire Eurofins.

Les températures d'eau de mer mesurées en 2013 ont été inférieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance à toutes les saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés en particulier en automne. Les différences de températures au niveau du point *rejet* sont significatives tout au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2013, 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 2013 ont généralement été supérieures à celles de 2012 en été et en automne sur les différentes stations de surveillance et inférieures au printemps. Les plus fortes salinités depuis le début de la période de surveillance ont été mesurées cette année au point *rejet* et *référence* en automne. Contrairement aux années passées, un faible gradient côte-large croissant entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) et celui du large (*référence*) est observé à toutes les saisons. Celui

ci est lié aux apports d'eau douce d'origine continentale. Un impact de la centrale via ses rejets d'eau douce industrielle 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 2013 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. Cette année, la campagne réalisée au printemps montre que le bloom printanier n'avait pas débuté. 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 2007.

Les turbidités se sont avérées plus importantes en été qu'aux autres saisons. Des mesures de concentrations des composés chimiques hydrazine et éthanolamine ont été effectuées aux différentes saisons sur les différents points de surveillance. Les concentrations restent très faibles, les rejets d'hydrazine et d'éthanolamine par la centrale sont très peu perceptibles dans le milieu récepteur.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2013 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

Un suivi de l'évolution du compartiment microbien a été mis en œuvre depuis 1987 sur la centrale de Flamanville. Il repose sur le dénombrement des germes aérobies revivifiables et sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles. Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif, hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes du monde entier. Douze espèces du genre *Vibrio* sont considérées comme pathogènes pour l'homme. Le dénombrement des germes aérobies revivifiables est réalisé sur milieu de Zobell. L'identification et le dénombrement des vibrions halophiles mise au point par l'institut Pasteur de Lille, mais appelée "Méthode EDF" dans ce rapport, est utilisée sur l'ensemble des centrales du bord de mer et permet ainsi la comparaison des populations de vibrions halophiles entre elles.

Le nombre de germes revivifiables observé au printemps 2013 est dans la même gamme des valeurs observées lors des années précédentes. Pendant l'été, une différence est apparue pour les points *canal* et *référence*. A l'automne, le nombre de germes revivifiables au point *référence* a été supérieur à celui du point *rejet*, ce qui ne se produit pas d'habitude.

Les vibrions halophiles sont présents sur l'ensemble des points échantillonnés et sur toute la période. Aucune différence significative n'est observée entre les stations au regard des abondances en vibrions halophiles pour les trois saisons.

L'identification des vibrions halophiles confirme la présence et la dominance de l'espèce *Vibrio alginolyticus* parmi les souches cultivables à 37°C dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette espèce a été identifiée à chaque sortie au point *canal*. En 2013, l'espèce *Vibrio vulnificus* a, de nouveau, été identifiée en automne sur l'ensemble des points de surveillance dans les eaux proches de la centrale.

Vibrio cholerae n'a pas été identifiée à proximité du site de Flamanville en 2013.

L'étude de l'ensemble des paramètres en 2013 pour le compartiment microbiologique indique l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu lié à l'activité de la centrale de Flamanville.

Phytoplancton

L'étude quantitative de l'activité photosynthétique du phytoplancton complétée par la détermination de la biomasse, l'identification et le dénombrement des cellules, permet de suivre l'évolution des communautés phytoplanctoniques et d'évaluer l'influence des facteurs abiotiques sur cette évolution. Les paramètres photosynthétiques d'une communauté phytoplanctonique dépendent de la quantité et 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 chlorophylle *a*, présente chez tous les organismes autotrophes, est un bon estimateur de la biomasse phytoplanctonique. La production primaire représente la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* et permet également d'estimer l'état physiologique de ce peuplement. L'abondance cellulaire de chaque espèce permet de caractériser quant à elle la structure et la diversité des communautés phytoplanctoniques.

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. Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour les points *canal*, *rejet* et *référence*.

L'année 2013 a été caractérisée par un bloom phytoplanctonique plus tardif que ce qui est généralement observé sur la côte ouest du Cotentin. En effet, les images satellites montrent des concentrations maximales en chlorophylle *a* au mois de juin sur l'ensemble de la zone alors que le maximum est généralement détecté au mois d'avril sur cette zone. Les concentrations en chlorophylle *a* relevées en 2013 à proximité du CNPE de Flamanville montrent le même patron saisonnier avec des concentrations maximales au cours du mois de juin. Le développement tardif du bloom phytoplanctonique en 2013 peut être lié à l'augmentation tardive des températures de l'eau de mer au cours de cette année.

Les paramètres photosynthétiques ainsi que les abondances phytoplanctoniques suivent une évolution saisonnière similaire. Ainsi, les valeurs maximales de rETR (taux de transport des électrons au niveau du photosystème) ont été relevées au cours du mois de juin sur l'ensemble de la zone, traduisant d'une activité photosynthétique plus intense en été par rapport au printemps. Par ailleurs, les abondances phytoplanctoniques très faibles au cours au mois de mars, augmentent au cours de la période estivale et le maximum d'abondance est relevé au cours de cette période. Concernant le paramètre photosynthétique Y_{max} , les valeurs relevées au cours de l'année 2013 sont restées supérieures à 0,6 sur l'ensemble de la zone tout au long de l'année, suggérant un bon état des cellules phytoplanctoniques tout au long de l'année.

Ainsi, l'année 2013 se caractérise par un bloom phytoplanctonique tardif au mois de juin. Au cours de cette période estivale, la biomasse et les abondances phytoplanctoniques, ont été maximales.

A l'instar des années précédentes, les diatomées ont largement dominé la communauté phytoplanctonique tout au long de l'année 2013 sur le site du CNPE de Flamanville. La plus faible proportion de diatomées a été observée sur le point *canal* au mois de mars. Les dinoflagellés ont été très peu représentés. Les plus fortes proportions ont été observées sur le point *canal* au mois de septembre.

Au cours du printemps et de l'été 2013, différents assemblages de diatomées ont été observés à la côte et au large. Au printemps, les assemblages côtiers étaient dominés par le genre *Thalassiosira* et les espèces *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* sp. Le point *référence* se caractérisait à cette même période par une proportion plus élevée de *Brockmaniella brockmannii*. Au cours de l'été 2013, c'est le genre *Leptocylindrus* qui dominait la communauté sur le point *canal*, alors que *Dactylosolens fragillissimus* était l'espèce la plus représentée sur le point *référence*.

Au cours de la période automnale, différents assemblages de diatomées ont été observés sur les trois points d'échantillonnage. Au cours de cette période l'évolution des

communautés le long du gradient côte-large est beaucoup moins marquée. Ainsi, *Thalassiosira* sp. dominait la communauté sur le point *canal*. Sur le point *rejet*, la communauté était dominée par le genre *Chaetoceros* sp., alors que le point *référence* se caractérisait à cette même période par la dominance de *Skeletonema costatum*. La diversité de la communauté de diatomées en automne a été beaucoup plus élevée qu'au cours des deux périodes précédentes ; les espèces accompagnatrices étant plus nombreuses qu'au cours du printemps et de l'été.

La succession des communautés phytoplanctoniques observées à proximité du CNPE de Flamanville au cours de l'année 2013 est conforme à ce qui est généralement observé sur cette zone. La variabilité spatiale observée entre les stations est principalement liée à l'évolution des conditions environnementales (e.g. concentrations en sels nutritifs, lumière, turbulence...) le long du gradient côte large.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2013 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de Flamanville. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle observée sur la zone ouest Cotentin.

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.

Les échantillons zooplanctoniques ont été collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2. Le filet est descendu jusqu'à environ 3 mètres au dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m s^{-1} . Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton ont été effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et congelé afin d'évaluer la biomasse sestonique (mesure du poids sec et composition en carbone et azote), l'autre échantillon est formolé en vue du dénombrement des espèces animales.

En 2013, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1993 au printemps, mais ont été beaucoup plus faibles en été et plus fortes en automne. L'évolution de l'abondance zooplanctonique ainsi que les biomasses depuis 1993 ne montrent pas de différences significatives entre les points de prélèvement.

Au printemps 2013, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne. Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. La diversité spécifique de ce groupe est assez faible et composé en général de moins d'une dizaine d'espèces dont une seule peu représenter entre 25 et 85 % du peuplement. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *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 *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 du rejet 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 par la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique.

Domaine benthique

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. Et d'autre part du zoobenthos, au travers des populations de crustacés cirripèdes du Cap de Flamanville et de la Pointe du Rozel (au niveau de quatre stations).

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 est réalisée également en fin de printemps depuis 1995, afin de préciser le cycle annuel de ces algues sur ce site.

Après avoir atteint son minimum en 2011, la biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus* évaluée dans la région de Flamanville est en hausse tant en mars qu'en septembre 2012. En 2013 la valeur de ce paramètre est comparable à celle de 2012 restant inférieure à la moyenne observée depuis 1984. Les valeurs augmentent en mars et diminuent en septembre très sensiblement. Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse algale atteint son niveau le plus faible.

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. 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 (Guissény), de la Manche Centrale toujours sous régime océanique dominant (Flamanville) et de la Manche-Est sous régime plus continental (Paluel) (Drévès et al, 2009).

Après les valeurs minimales observées en 2011 à Guissény, Flamanville et Paluel, les biomasses algales ont augmenté en 2012.

En 2013, cette tendance à la hausse se confirme à Guissény et à Paluel, la valeur à Flamanville reste quasiment stable.

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. L'absence ou la présence de ces conceptacles donne une première indication sur le pourcentage de thalles fertiles.

Ce pourcentage évalué en mars 2013 est en hausse atteignant la valeur moyenne observée depuis 1983. Après une baisse en juin, il s'élève en septembre. Depuis 2003, les valeurs de fin d'été restent fortes et supérieures à la moyenne.

Quelques différences sont observées d'une population de Fucales à une autre. Ainsi à Paluel, le développement de la fertilité reste plus faible en mars et beaucoup plus élevé en juin.

A Flamanville, c'est en septembre que celui-ci atteint son maximum.

Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de maturation des thalles de *Fucus serratus* d'un secteur à un autre.

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*.

A la pointe du Rozel, constituée d'un vaste platier de dalles de schistes, les peuplements sont représentés par une ceinture à *Semibalanus balanoides* prolongée en bas niveaux par une ceinture 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 ainsi qu'au droit du sémaphore du cap de Flamanville ; 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, l'autre près du port de Diélette.

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

Le recrutement des cirripèdes est en hausse en 2013 mais reste toutefois inférieur à la valeur moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. Les quatre stations affichent des valeurs 2013 supérieures à celle de 2012. C'est au Rozel que le recrutement est le plus faible, au Sémaphore le plus élevé

La densité moyenne des cirripèdes évaluée en 2013 reste stable. Elle est très inférieure à la moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. La tendance générale observée sur la période étudiée s'oriente à la baisse avec une certaine stabilité ces dernières années.

Le Rozel reste en moyenne la station la plus abondante, suivie de très près par le Sémaphore.

Les valeurs sont nettement plus faibles dans les niveaux supérieurs des stations, *Semibalanus balanoides* espèce dominante à Flamanville y est moins abondante.

Les densités de cette espèce ont augmenté en 2013 excepté au Sémaphore où une baisse très sensible est observée.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites au cours de l'année 2013 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

Domaine halieutique

Dans le cadre de la surveillance halieutique de Flamanville, les études concernent des espèces à intérêt commercial.

Larves de crustacés

Comme pour les autres sites étudiés, les observations effectuées à Flamanville comprennent des pêches de zooplancton auxquelles sont associés des relevés hydrologiques. Les six missions prévues par le contrat depuis 1997 se sont déroulées cette année du 17 juin au 12 septembre à bord du chalutier artisanal le *SALTIMBANQUE* avec des intervalles de temps compris entre dix et vingt huit jours en essayant de se tenir le plus possible à un intervalle d'une quinzaine de jours.

L'échantillonnage du zooplancton et les relevés hydrologiques sont, depuis 1988, réalisés en quatre points : 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. Depuis 1984, deux paramètres sont mesurés à chaque point : la température de l'eau et sa salinité. 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. 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. Les prélèvements sont toujours effectués de jour ce qui est important pour les prélèvements de surface, les larves étant réputées pour se diriger vers la lumière.

Les larves d'araignée et de homard sont comptées sur la totalité des échantillons et leur stade est identifié.

Les températures du premier semestre 2013 sont bien en-dessous de la moyenne. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée a commencé tardivement vers la mi-juillet. La densité de zoés atteint la valeur maximale fin août, valeur moyenne sur l'ensemble des années en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 qui sont exceptionnelles. La densité maximale de mégaloopes observée mi septembre approche les valeurs les plus élevées. Notons que les larves d'araignées sont régulièrement assez abondantes depuis 2009. Après avoir noté en 2010 que le point référence pouvait être un lieu important d'éclosion de larves d'araignée on retrouve cette année comme les deux années passées la prépondérance du point 3 ; des zoés et mégaloopes d'araignée ont été observées cette année encore dans les environs du rejet après leur absence en 2010 mais nous n'en avons observé aucune dans le canal d'amenée où elles sont très rares.

Le pic d'éclosion de larves de homard s'est produit tardivement au cours de la deuxième quinzaine de juillet mais lors de la mission suivante fin août nous n'en avons pas observées. La densité maximale de 2013 est moyenne.

Les résultats de l'année 2013 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

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. La période retenue dans cette partie concerne les années 1985 à 2013 ainsi que les mois de juin et septembre pour lesquelles le plan d'échantillonnage n'a pas varié.

Les données d'activité et de production des navires suivis dans le cadre de cette étude sont, pour des raisons de disponibilité, présentées avec un décalage d'une année par rapport à la réalisation des campagnes. En 2012, la flottille est répartie de la façon suivante : 2 bateaux à Goury, 7 à Dielette, 21 à Carteret et 5 à Portbail.

En ce qui concerne les captures réalisées par les professionnels on peut noter une grande stabilité par rapport à 2011. Ces déclarations peuvent fluctuer annuellement en fonction du retour ou non des documents déclaratifs. Bien que celui-ci soit encore perfectible, il semble qu'un nombre important de professionnels retourne de façon régulière leurs déclarations de captures. L'interdiction de la pêche de la raie brunette (*Raja undulata*), a provoqué une forte diminution de l'activité de pêche dirigée vers les raies dont les quantités débarquées ont diminué de moitié en 2012.

Malgré les faibles captures enregistrées au mois de juin, certainement provoquées par des températures de l'eau de mer exceptionnellement basses au printemps et ayant une incidence sur l'activité réduite des homards, les rendements de cette année sont parmi les plus élevés depuis 1985. Ils ne sont pas significativement différents des années précédentes ce qui a pour effet de maintenir les rendements au plus haut niveau depuis 10 ans. De plus la tendance significative est haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Cette taille relativement faible associée à des abondances élevées ces dernières années montre qu'il existe un recrutement annuel important de jeunes individus capturés sur l'ensemble de la pêcherie depuis 2007. Il semble que la population profite encore cette année d'une augmentation du nombre de juvéniles dont les densités proches des plus hauts historiques, sont observées au sud du cantonnement et du CNPE de Flamanville. Cette population importante de petits individus devrait avoir pour effet de maintenir la taille moyenne à un niveau artificiellement bas puisqu'elle représente presque la moitié des captures par unité d'effort dans la zone exploitée par les caseyeurs. Le renouvellement régulier des individus, dans ce type d'habitat rocheux très favorable au développement des juvéniles, pourrait provenir de la réserve ou de méta-populations du Golfe normand breton par dispersion larvaire.

Le tourteau est toujours la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en gros homards provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Toutefois lorsque la concentration de tourteau dans un secteur est importante comme dans les filières 9,10 et 14, la compétition entre les deux espèces semble s'équilibrer.

Les captures d'araignées sont en diminution cette année tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause du faible nombre de petits individus capturés cette année.

La taille moyenne des étrilles capturées est en légère augmentation cette année mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille augmente sensiblement depuis 2010.

Les pêches expérimentales aux casiers ont été réalisées au cours des mois de juin et septembre. La série historique est basée sur un échantillonnage systématique composé de 15 points de prélèvements dont les positions sont identiques depuis 1985. 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. Deux filières sont à l'intérieur de son périmètre, et trois autres sont en périphérie. Cette mesure de gestion se traduit par une augmentation des rendements de pêche ce qui introduit depuis cette date un biais dans la série historique des campagnes. Chaque campagne comporte quatre jours de pêche consécutifs (sauf conditions météorologiques défavorables) au cours d'une marée de mortes-eaux. Les 15 filières 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.

Dans la réserve, les captures de homards sont encore importantes en cette année 2013 et sont au plus haut depuis la création de la réserve. La grande variabilité des captures lors de la campagne printanière est certainement due à l'activité biologique des homards qui s'est trouvée ralentie par la température exceptionnellement basse à cette période de l'année. Le nombre de femelles oeuvées est plus important qu'à l'extérieur. 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. Comme il avait été prévu en 2012 nous avons fait un point zéro sur une zone située au sud de Carteret dont l'habitat semblait favorable au développement de très petits individus. Cette sortie terrain a permis de mettre en évidence une nurricerie devant Denneville sur Mer (commune située à 35 kms au sud de Flamanville).

Les rendements de tourteaux diminuent encore cette année et les captures deviennent insignifiantes dans cette zone. Ce qui peut paraître surprenant dans la mesure où cette espèce est la plus abondante à l'extérieur de la réserve. Cela vient renforcer l'idée que les individus sont exclus de la zone interdite à la pêche par les homards qui cherchent un habitat susceptible de les protéger. La faiblesse des captures met en évidence une compétition par rapport à la nourriture. Les tourteaux, s'ils sont encore dans la réserve, ne rentrent ainsi plus dans les casiers alors que le nombre de homard est sensiblement identique d'une année sur l'autre.

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 d'eau chaude du CNPE de Flamanville n'ont pas eu d'incidence négative sur la pêcherie de crustacés du secteur étudié.

Sommaire

Résumé.....	5
Préambule.....	17
1. Fonctionnement de la centrale et programme Ifremer en 2013.....	19
1.1. Fonctionnement de la Centrale	21
1.2. Travaux réalisés par Ifremer.....	25
2. Caractéristiques environnementales.....	29
2.1. Climatologie	31
2.2. Température de l'eau de mer	36
3. Le domaine pélagique.....	43
3.1. Méthodologie	45
3.2. Hydrologie.....	45
3.3. Microbiologie.....	75
3.4. Phytoplancton	84
3.5. Zooplancton	105
4. Le domaine benthique	121
4.1. Phytobenthos intertidal	124
4.2. Zoobenthos des substrats durs intertidaux	143
4.3. Conclusion	160
5. Le domaine halieutique.....	161
5.1. Larves de crustacés.....	163
5.2. Surveillance de la pêche côtière des crustacés	177
5.3. Annexes	199
6. Conclusion	209
6.1. Le domaine pélagique	211
6.2. Le domaine benthique	214
6.3. Le domaine halieutique.....	215
7. Bibliographie.....	217

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 CNEXO², 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.

Pour le site de Flamanville, les travaux de prélèvements et d'analyses sont désormais réalisés dans le cadre de la décision n°2010-DC-0189 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 7 juillet 2010 *fixant à Electricité de France les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs « Flamanville 1 » (INB n°108), « Flamanville 2 » (INB n°109) et Flamanville 3 » (INB n°167).*

La commande d'exécution passée par EDF-CNPE de Flamanville à Ifremer (marché référencé C4493C0850) 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.

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

² Centre National pour l'Exploitation des Océans

³ Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes

Au cours de 2013, 28^{ème} année de fonctionnement de cette Centrale, les études réalisées par l'Ifremer sur le site de Flamanville sont menées sous la responsabilité de :

- **Chantal Abernot-Le Gac** (ODE/LITTORAL/LER-BO⁴) pour le domaine benthique et la coordination de l'ensemble des études sur ce site
- **Elvire Antajan** et **David Devreker** (ODE/LITTORAL/LER-BL⁵) pour le zooplancton
- **Luc Drévès** (ODE/LITTORAL⁶) pour les caractéristiques environnementales (climatologie, température de l'eau de mer)
- **Laure Lamort** (ODE/LITTORAL/LER-N⁷) pour la microbiologie en collaboration avec le laboratoire Franck Duncombe de Caen (microbiologie)
- **Olivier Pierre – Duplessix** (ODE/LITTORAL/LER-N⁸) pour l'hydrologie en collaboration avec le laboratoire IPL Atlantique de Bordeaux (hydrazine et ethalonamine)
- **Jocelyne Martin** (RBE-EMH⁹) pour les larves de crustacés
- **Mathide Schapira** (ODE/LITTORAL/LER-N¹⁰) pour le phytoplancton
- **Ivan Schlaich** (RBE-HMMN-RHPEB¹¹) pour la surveillance de la pêche côtière des crustacés

Concernant la surveillance scientifique du CNPE de Flamanville réalisée au cours de l'année 2013,

- L'état d'avancement a été adressé à EDF le 15 juillet 2013 (ABERNOT-LE GAC C., ANTAJAN E., DEVREKER D., DREVES L., MARTIN J., SCHAPIRA M., SCHLAICH I. (2013).- Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2013 – Etat d'avancement des travaux – premier semestre. Rapp. Ifremer LER/BO/13.005, juillet 2013, 15 p)

- L'édition provisoire du rapport annuel fait l'objet du présent document

⁴ Laboratoire Environnement Ressources –Bretagne Occidentale (LER/BO)

⁵ Laboratoire Environnement Ressources de Boulogne- sur-Mer (LER/BL)

⁶ Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes, Unité Littoral (ODE/LITTORAL)

⁷ Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/N)

⁸ Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/N)

⁹ Unité Ecologie et Modèles pour l'Halieutique (EMH)

¹⁰ Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/N)

¹¹ Unité 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 2013**

Luc Drévès (ODE/LITTORAL)

Chantal Abernot-Le Gac (ODE/LITTORAL/LER/BO)

1.1. Fonctionnement de la Centrale

Le Centre Nucléaire de Production d'Électricité (CNPE) de Flamanville, situé sur la côte ouest du Cotentin, compte deux unités de production de 1 300 mégawatts (MW) de type REP "Réacteurs à Eau Pressurisée", mises en service en décembre 1985 pour la tranche 1, et juillet 1986 pour la tranche 2. La troisième unité en cours de construction (EPR) qui disposera d'une puissance de 1 650 mégawatts n'est pas concernée par la présente étude de surveillance.

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 total d'eau de mer prélevé et restitué par les pompes avoisine les 2,5 milliards de m^3 pouvant varier entre 1,8 milliards en 2008 et 2,57 en 2011.

L'année 2013 est la vingt huitième année de fonctionnement de ce CNPE, la trente et unième année consécutive des études de surveillance du milieu marin menées par l'Ifremer. Au-delà de quelques arrêts de courte durée, le principal arrêt de tranche concerne la tranche 2, de la mi février à début juin (figure 1.1.1).

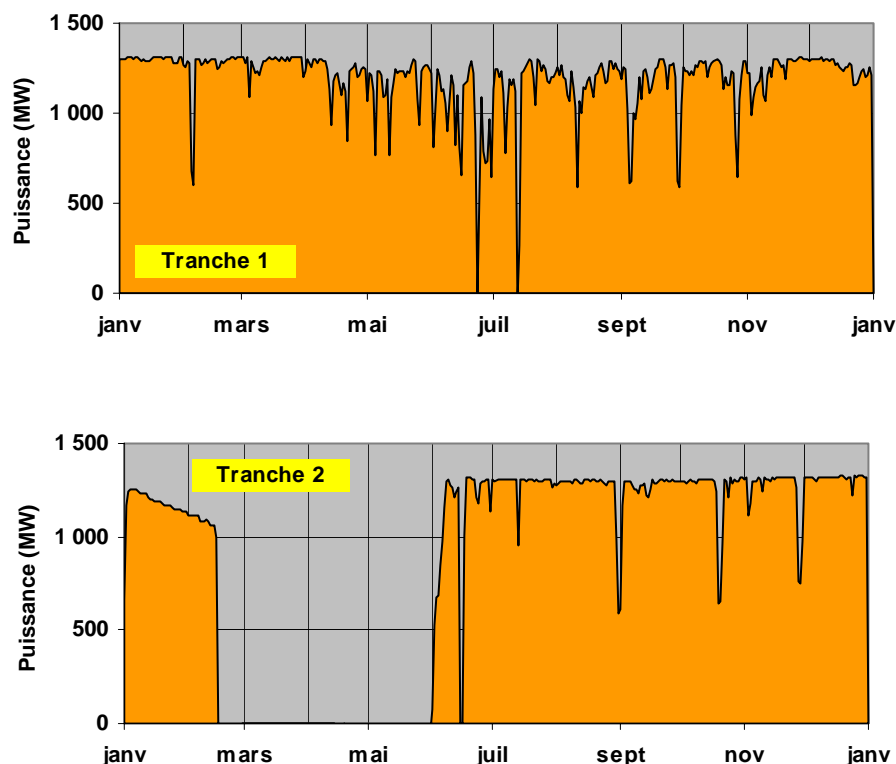


Figure 1.1.1 : Puissance nette moyenne des tranches 1 et 2 de Flamanville en 2013

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.

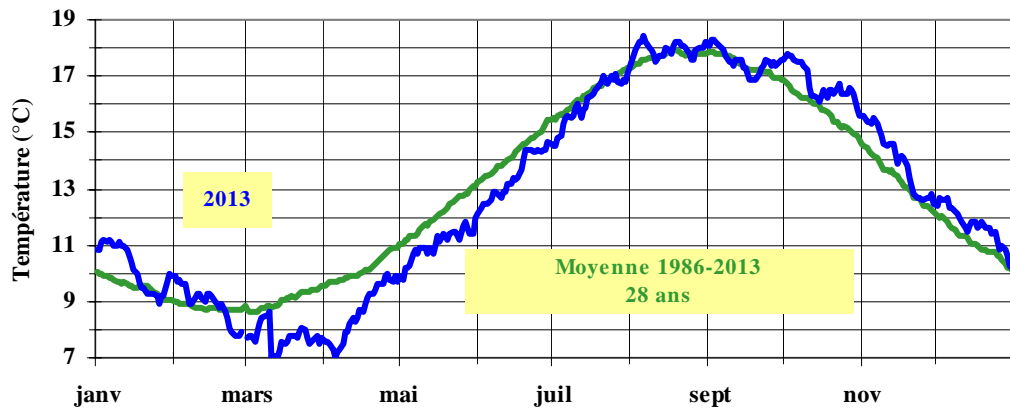


Figure 1.1.2 : Évolution de la température journalière (à 16 h) de l'eau de mer dans le canal d'amenée du C.N.P.E. de Flamanville au cours de l'année 2013, comparée à la moyenne enregistrée sur la période 1986-2013 (28 années)

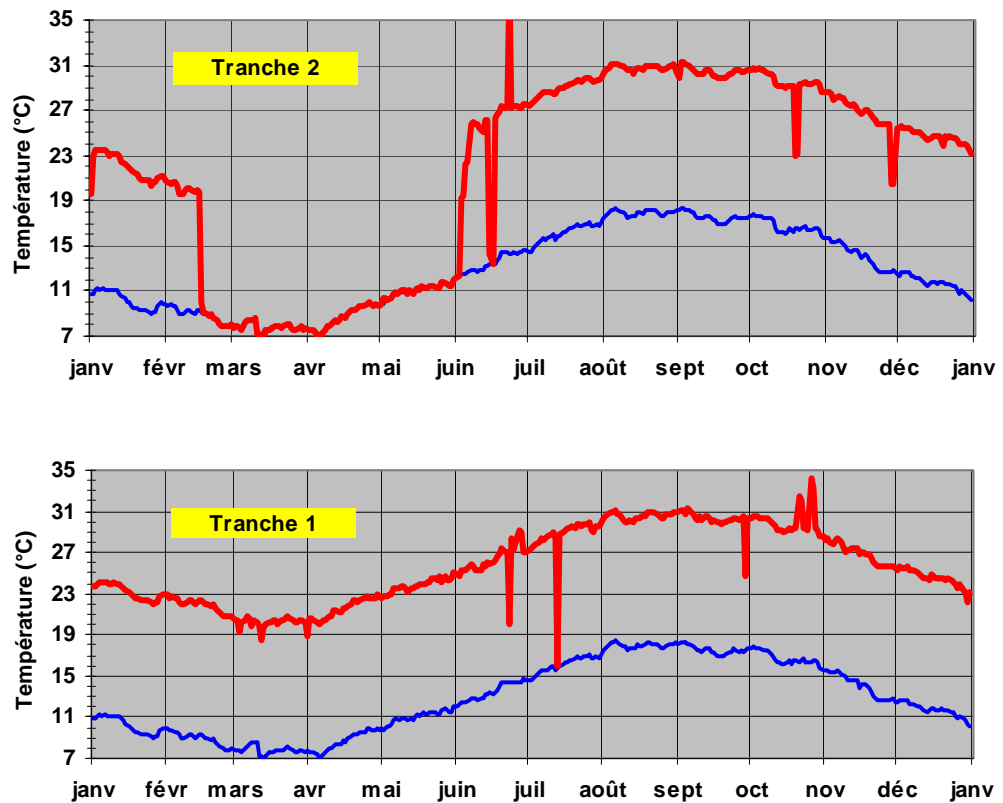


Figure 1.1.3 : Comparaison de la température de l'eau de mer entre le canal d'amenée et la sortie des condenseurs des tranches 1 et 2, au cours de l'année 2013

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).

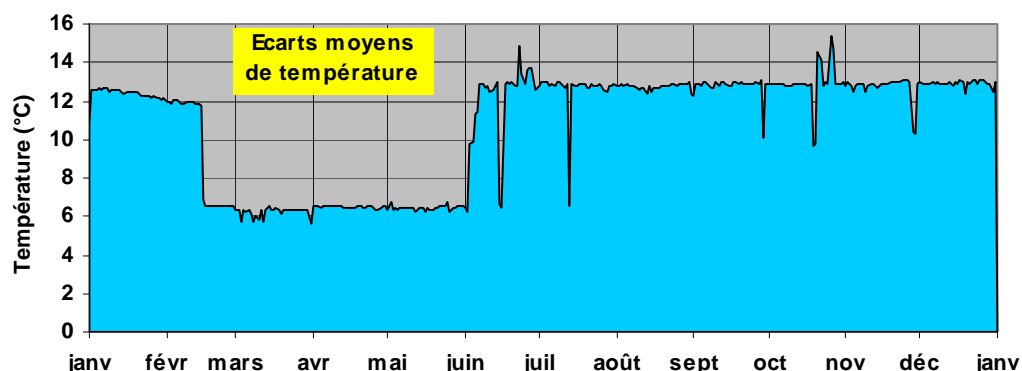


Figure 1.1.4 : Écarts journaliers moyens de la température de l'eau de mer entre la sortie des deux condenseurs et le canal d'aménée, au cours de l'année 2013

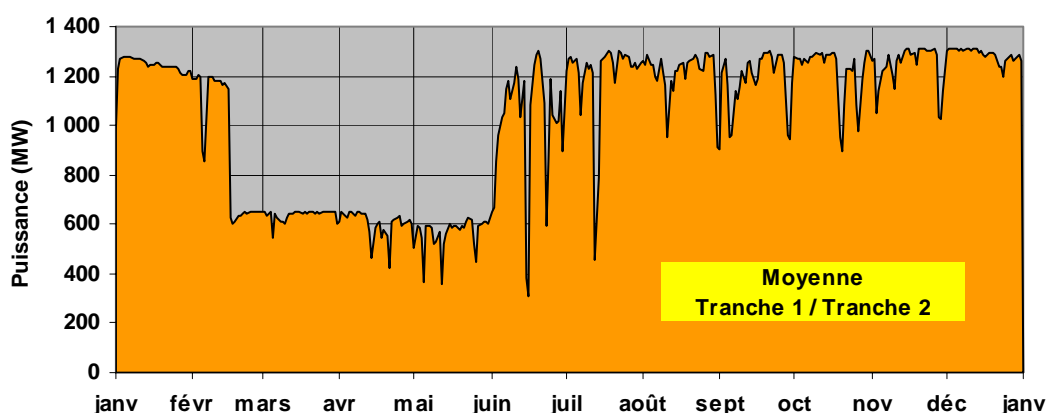


Figure 1.1.5 : Puissance nette moyenne du CNPE de Flamanville, au cours de l'année 2013

En 2013, la procédure antisalissure par électrochloration n'a fonctionné qu'à partir du mois de mai, sans interruption mensuelle majeure pour la tranche 1, avec une interruption en septembre et octobre pour la tranche 2. Comme l'indiquent les tableaux 1.1.1 et 1.1.2 ci-dessous, 242 tonnes de chlore ont ainsi été injectées dans les circuits de refroidissement au cours de l'année 2013, dont environ 67 tonnes au cours du premier semestre 2013.

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	12,9	25,0	26,6	28,9	21,9	7,1	27,8	22,5	172,7
Tranche 2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	27,6	20,0	3,8	0,0	0,0	0,8	14,8	68,9
Total	0,0	0,0	0,0	0,0	14,8	52,6	46,6	32,7	21,9	7,1	28,6	37,3	241,6

Tableau 1.1.2 : 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 2013

Le tonnage annuel moyen de chlore injecté sur la période 1987-2013 est de 346 tonnes, à savoir 463 tonnes sur la période 1987-1993 (7 années), puis 305 tonnes sur la période 1994-2013 (20 années). Les quantités de chlore injectées annuellement sont rappelées dans le tableau 1.1.3 ci après.

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	102,0	308
2003	132,6	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
2011	89,8	354
2012	101,6	261
2013	67,4	242
Moyenne 94-13		305

Tableau 1.1.3 : Récapitulatif du tonnage annuel de chlore injecté dans le circuit de refroidissement du C.N.P.E. de Flamanville depuis 1987

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 tonnage annuel en 2013, inférieur à la moyenne, s'explique par la faible électrochloration au cours du premier semestre, en lien avec l'arrêt en tranche 2 et les conditions naturelles du printemps.

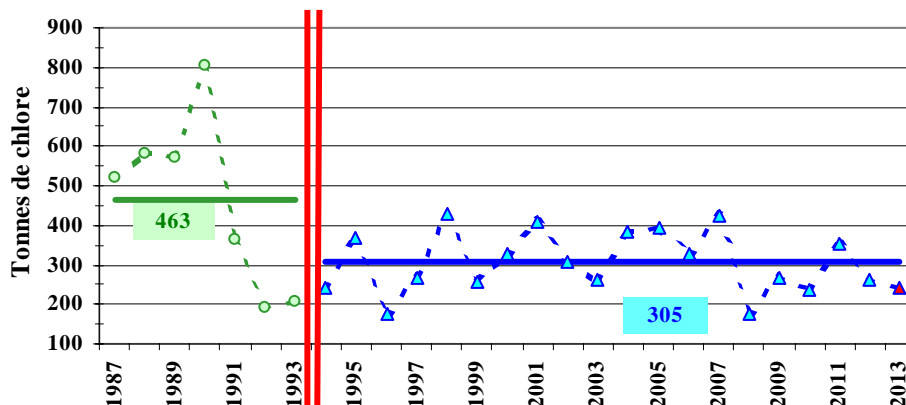


Figure 1.1.6 : Evolution du tonnage annuel de chlore injecté à Flamanville depuis 1987, comparé aux moyennes annuelles des périodes 1987-1993 et 1994-2013

1.2. Travaux réalisés par Ifremer

Les travaux réalisés au cours de l'année 2013 ont été menés conformément au marché n° C4493C0850. Ils sont présentés dans le tableau 1.2.2 page 27.

Les points de prélèvements sont localisés sur la carte de la figure 1.2.1. Les coordonnées géographiques de ces points sont présentés dans le tableau 1.2.1 page suivante.

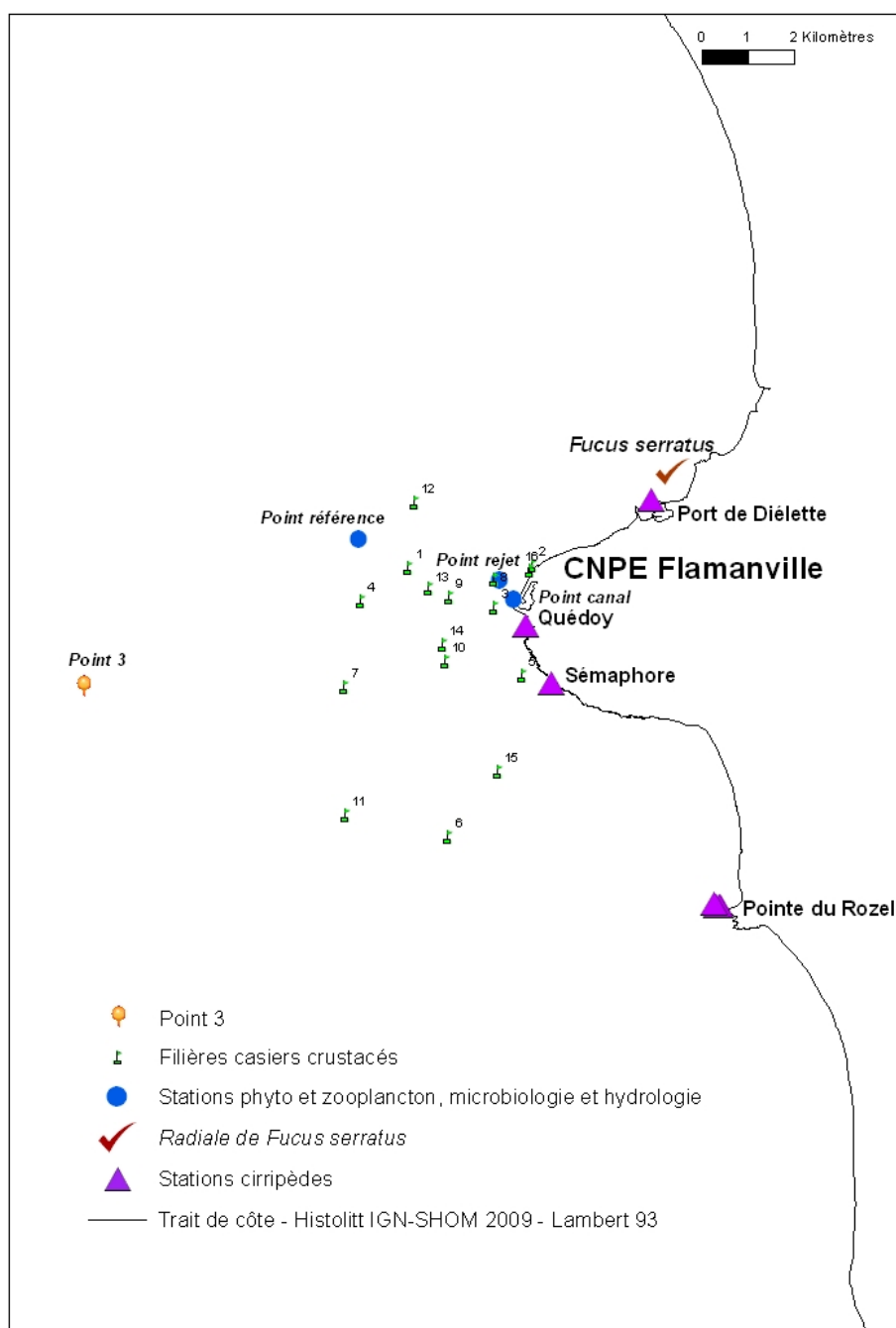


Figure 1.2.1 : Carte des abords de Flamanville, indiquant les points de prélèvements échantillonnés par l'Ifremer

Hydrologie Microbiologie Phytoplancton Zooplancton	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
Cirripèdes	Sémaphore	49° 31,132' N	1° 52,869' W
	Quédoy	49° 31,805' N	1° 53,166' W
	Rozel 1	49° 28,538' N	1° 50,888' W
	Rozel 2	49° 28,534' N	1° 50,915' W
	Rozel 3	49° 28,531' N	1° 50,932' W
	Rozel 4	49° 28,554' N	1° 50,973' W
	Diélette	49° 33,272' N	1° 51,701' W
<i>Fucus serratus</i>	Haut radiale	49° 33,600' N	1° 51,452' W
	Bas radiale	49° 33,574' N	1° 51,527' W
Larves crustacés	Point 3	49° 31,446' N	1° 57,722' W
Filières crustacés	1	49° 32,480' N	1° 54,54' W
	2	49° 32,510' N	1° 53,096' W
	3	49° 32,018' N	1° 53,540' W
	4	49° 32,102' N	1° 55,102' W
	5	49° 31,222' N	1° 53,216' W
	6	49° 29,336' N	1° 54,078' W
	7	49° 31,090' N	1° 55,294' W
	8	49° 32,354' N	1° 53,546' W
	9	49° 32,144' N	1° 54,072' W
	10	49° 31,396' N	1° 54,120' W
	11	49° 29,588' N	1° 55,282' W
	12	49° 33,240' N	1° 54,474' W
	13	49° 32,240' N	1° 54,312' W
	14	49° 31,582' N	1° 54,150' W
	15	49° 30,102' N	1° 53,498' W
	16	49° 32,456' N	1° 53,120' W

Tableau 1.2.1 : Coordonnées géographiques des points de prélèvement (degrés minutes décimales, WGS84)

2013		Points de prélèvements	Paramètres étudiés	Nombre de répliqués à chaque point	Dates missions
Domaine pélagique	Hydrobiologie	Référence Rejet Canal d'aménée	Température, Salinité, Ammonium, Nitrates, Nitrites, Phosphates, Silicates, Hydrazine, Ethanolamine, Turbidité néphélométrique	Référence 1 subsurf Rejet 1 subsurf. C.aménée 1 subsurf	
	Phytoplancton	Référence Rejet Canal d'aménée	Détermination et dénombrement des espèces Biomasse chlorophyllienne ----- - Production primaire	Référence 1 subsurf Rejet 1 subsurf. C.aménée 1 subsurf Référence 3 subsurf Rejet 3 subsurf. C.aménée 3 subsurf	21/03 14/06 11/09
	Zooplancton	Référence Rejet Canal d'aménée	Identification et abondance des taxons (1 WP2 formolé) Biomasse zooplanctonique (1 WP2 congelé)	Référence 1 subsurf Rejet 1 subsurf. C.aménée 1 subsurf	
	Microbiologie	Référence Rejet Canal d'aménée	Dénombrement des germes revivifiables Identification et dénombrement des souches de vibrions halophiles	Référence 2 subsurf. Rejet 2 subsurf. C.aménée 2 subsurf	
Domaine benthique	Phytobenthos	Platier de Diélette Radiale dans la zone à <i>Fucus serratus</i>	- Biométrie - Longueur - Fertilité - Diamètre du thalle - Biomasse	10 pieds tous les 10 m. sur chaque radiale 10 quadrats /secteur	29/03 25/06 21/09
	Zoobenthos	ROZEL (1, 2, 3, 4) SEMAPHORE QUEDOY DIELETTE	- Densité des différentes espèces de cirripèdes - Faune associée	-8 quadrats -12 comptages par point -4 grattages par point	28-29/03 25-26/06
		ROZEL (2) SEMAPHORE QUEDOY DIELETTE	-Étude de la recolonisation des cirripèdes	4 quadrats 3x25 cm ² par point	20 et 21/09
Domaine halieutique	Zooplancton et Hydrologie	[Point 3] Référence Rejet Canal d'aménée	Densité des larves d'araignée et de homard - température - salinité	2 Bongo 1 Neuston surface	17/06 au 12/09
	Suivi de l'exploitation et de la biologie des espèces commerciales	N.O. Cotentin 16 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 16 filières d'au moins 20 casiers 4 au 7/06 24 au 27/09

Tableau 1.2.2 : Récapitulatif de l'activité réalisée par l'Ifremer en 2013 devant le C.N.P.E. de Flamanville

2. Caractéristiques environnementales de l'année 2013

Luc Drévès (ODE/LITTORAL)

2.1. Climatologie

Les données communiquées par le centre de météo-France de Cherbourg proviennent d'enregistrements réalisés au sémaphore d'Auderville¹² (température de l'air et pluviométrie) depuis janvier 1949, et à la station de Valognes¹³ (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 fournie 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 mis 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

Au cours de l'année 2013, la pluviométrie sur le nord-ouest Cotentin (figure 2.1.1) est déficitaire en février, puis d'avril à septembre, et en novembre. Le minimum des précipitations y est observé en juin (cumul mensuel de 23 mm), le maximum en décembre (cumul mensuel de 136 mm).

Le cumul pluviométrique annuel de 2013 est de 758,7 mm. Il est légèrement excédentaire (+ 36 mm) au cumul moyen établi sur la période 1949-2013 (722,7 mm).

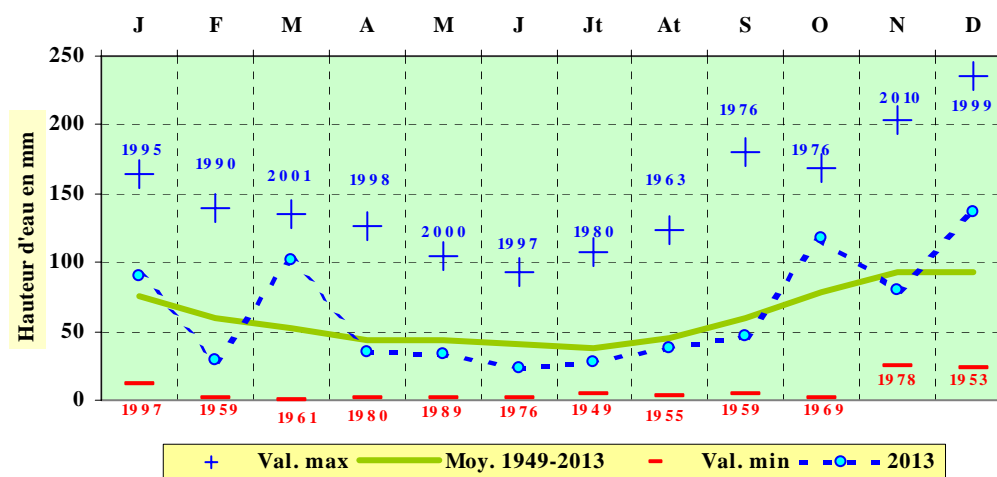


Figure 2.1.1 : Pluviométrie mensuelle au sémaphore de La Hague au cours de l'année 2013, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1949-2013

¹² Altitude : 3 m ; latitude : 49° 43'6 N ; longitude : 001° 56'4 W

¹³ Altitude : 61 m

Sur la période 1949-2013, la pluviométrie mensuelle moyenne est de 60,23 mm, les moyennes extrêmes étant notées en juillet pour le minimum (38,3 mm) et décembre pour le maximum (93,0 mm). Le cumul annuel moyen sur la période de 1949/2013 est de 722,7 mm, variant de 430 mm en 1953 (déficit pluviométrique annuel de 292,3 mm) à 1001 mm en 1994 (excédent annuel de 278,5 mm) (figure 2.1.2).

Sur cette période 1949/2013, l'observation des cumuls annuels par période décennale (figure 2.1.2) 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).

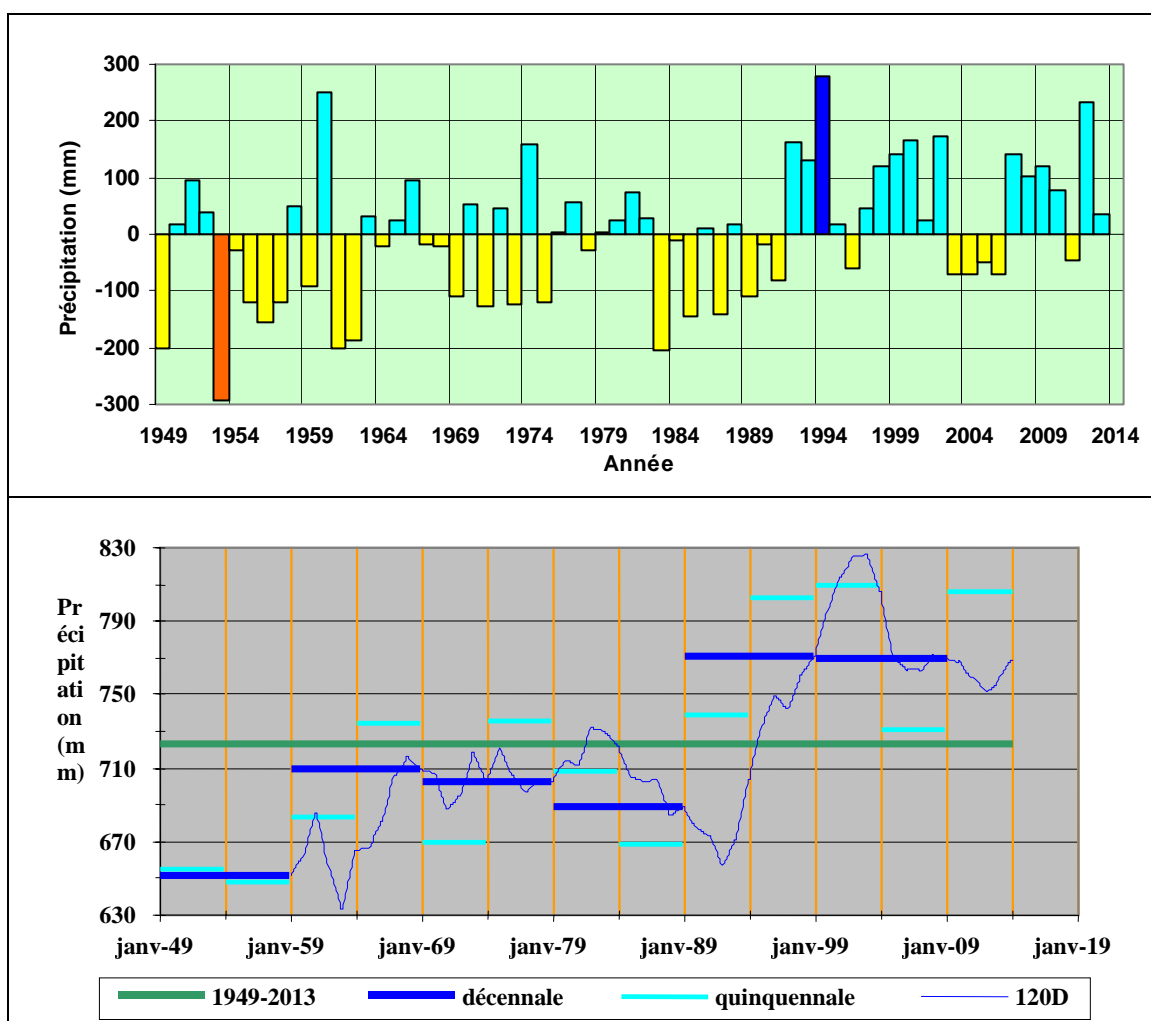


Figure 2.1.2 : Pluviométrie au sémaphore de La Hague de 1949 à 2013. (1) Ecarts pluviométriques annuels à la moyenne 1949-2013. (2) Comparaison des cumuls quinquennaux et décennaux au cumul moyen annuel observé sur la totalité de la période.

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 de novembre à février (< 100 heures), décembre n'ayant que 53 heures d'insolation moyenne, et maximale de mai à août (> 200 heures), juillet présentant 216 heures d'insolation. Mais la couverture nuageuse peut perturber ce schéma.

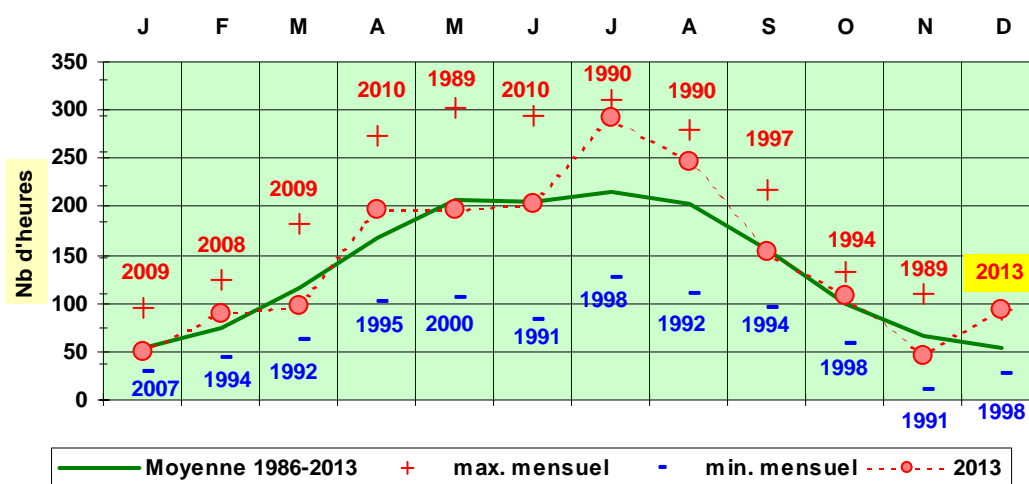


Figure 2.1.3 : Insolation mensuelle à Sainte Marie du Mont au cours de l'année 2013, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1986-2013

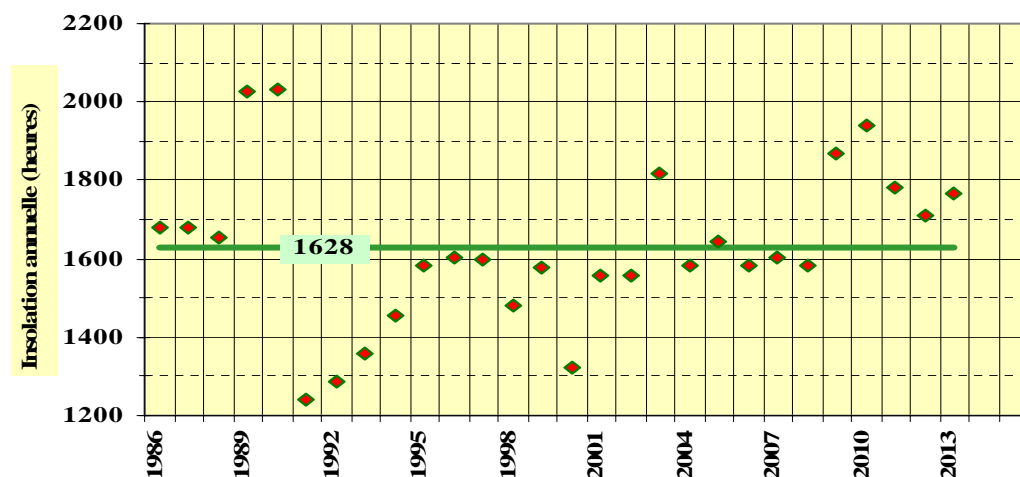


Figure 2.1.4 : Insolation annuelle dans le secteur de La Hague depuis 1986, comparée à la moyenne annuelle obtenue sur la totalité de la période.

Avec une insolation annuelle de 1768 heures, l'année 2013 est excédentaire, comparée à l'insolation annuelle moyenne de ces 28 dernières années (1628 heures). L'année 2013 se caractérise, certes par l'ensoleillement en juillet, mais surtout par un ensoleillement record pour le mois de décembre.

2.1.3. Température de l'air

Au cours des 65 dernières années (1949/2013), la température moyenne mensuelle de l'air (figure 2.1.5) varie de 6,76 °C en février à 17,02 °C en août, donnant un écart thermique moyen de 10,25 °C entre ces deux mois. Les moyennes mensuelles extrêmes ont été enregistrées en janvier 1963 (2,0 °C) et en août 2003 (18,9 °C).

Sur cette période 1949/2013, la température moyenne annuelle est de 11,59 °C. L'année la plus chaude est 2002 avec une température moyenne annuelle de 12,74 °C, suivie par 1999 (12,67 °C) et 2007 (12,55 °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.

L'année 2013 se caractérise par un premier semestre plutôt frais, avec des températures inférieures aux moyennes mensuelles de février à juin. Le second semestre présente un bilan opposé, sans toutefois atteindre des valeurs records, avec les deux mois d'octobre et décembre

très doux. La température moyenne annuelle en 2013 est de 11,51°C, sensiblement inférieure à la moyenne 11,59 °C observée sur l'ensemble de la période.

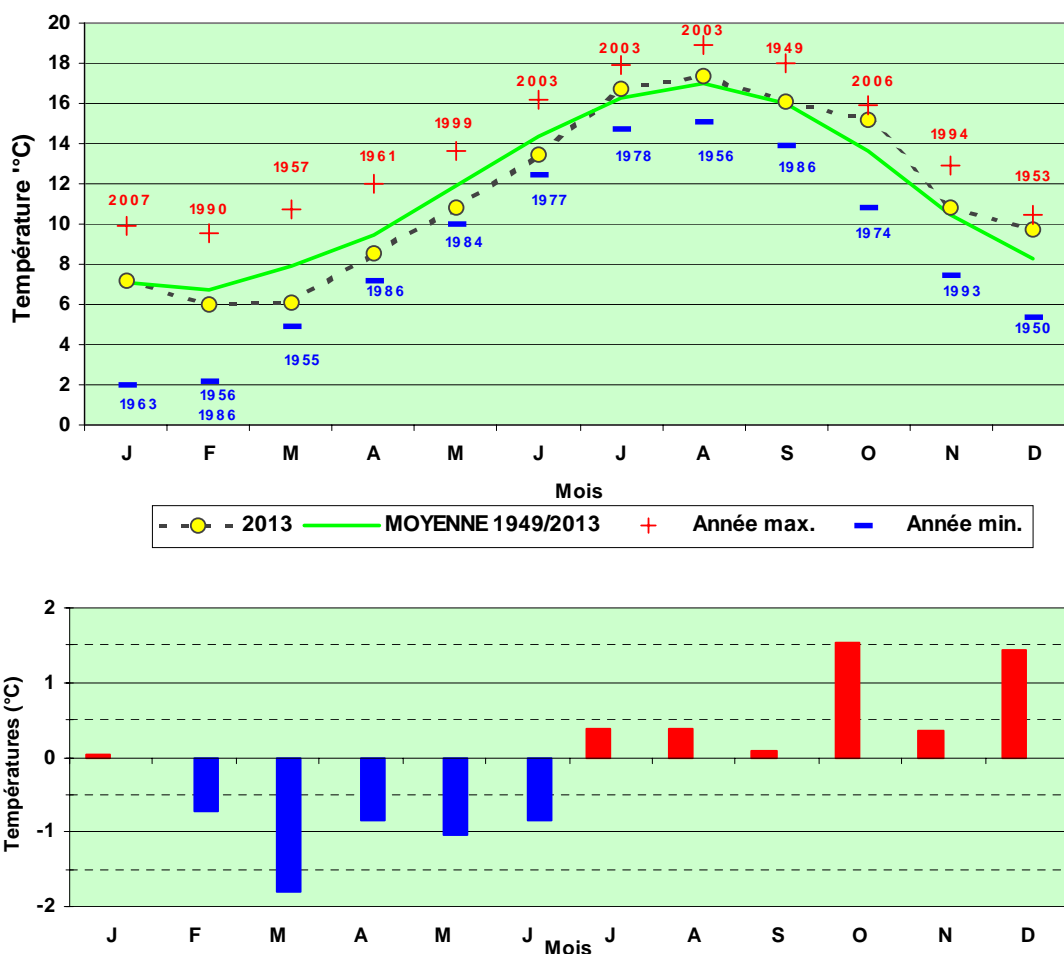


Figure 2.1.5: Température mensuelle moyenne de l'air à La Hague au cours de l'année 2013, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1949-2013, et visualisation des écarts mensuels 2013

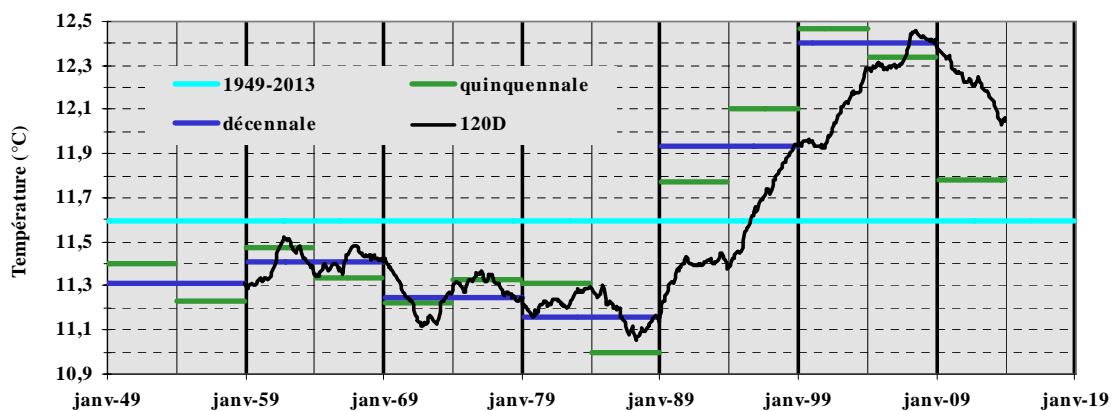


Figure 2.1.6: Température de l'air au sémaphore de La Hague de 1949 à 2013. Comparaison des moyennes annuelles, quinquennales et décennales à la moyenne observée sur la totalité de la période

Sur la période 1949/2013, l'observation de la température mensuelle moyenne de l'air par période décennale (figure 2.1.6) permet d'apprécier l'échauffement moyen de 1,2 °C entre les décennies 1979/1988 (température moyenne de 11,2 °C) et 1999/2008 (12,4 °C). L'observation des moyennes glissantes sur dix ans permet de préciser 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'accroissement du phénomène à partir de la fin des années 1980. Après 2009, les moyennes montrent que l'échauffement semble s'atténuer.

2.1.4. Caractéristiques de l'année 2013

L'année 2013 se caractérise par :

- Un cumul annuel des précipitations (759 mm), légèrement supérieur au cumul moyen enregistré sur la période 1949-2013 (723 mm) ; le premier et le second semestre sont caractérisés par des cumuls de 313 mm et 446 mm respectivement, valeurs à comparer aux moyennes semestrielles respectives (315 mm et 407 mm).

	Minimum	Année	Moyenne	2013	Rang/65	Maximum	Année
Trim. 1	48,60	1953	187,9	220,8	46	365,2	1995
Trim. 2	26,20	1976	127,4	92,1	18	243,7	1964
Trim. 3	52,40	1964	143,1	111,5	24	307,5	1974
Trim. 4	101,80	1953	264,3	334,3	54	422,6	2012
Cumul	430,4	1953	722,7	758,7	42	1001,2	1994

Tableau 2.1.1 : Bilan des cumuls pluviométriques trimestriels (en mm) en 2013 par rapport à la période 1949-2013 (rang/64 ans : 1 sec – 64 très humide)

- Une insolation annuelle (1768 heures) sensiblement supérieure à la moyenne enregistrée depuis 1986 (1628 heures).
- (i) Une température moyenne annuelle de l'air (11,51 °C) sensiblement inférieure à la moyenne enregistrée sur la période 1949-2013 (11,59 °C) ; (ii) des moyennes mensuelles hivernales et surtout printanières inférieures aux moyennes saisonnières ; (iii) un dernier trimestre assez exceptionnel par sa douceur (11,90 °C) identique à l'automne 1959, très proche des températures automnales des années 2006 (12,5 °C) et 2011 (12,6 °C).

	Minimum	Année	Moyenne	2013	Rang/64	Maximum	Année
Trim. 1	3,77	1963	7,27	6,44	11	9,46	2007
Trim. 2	10,59	1977	11,88	10,96	09	13,30	1961
Trim. 3	14,97	1986	16,45	16,73	44	17,95	2003
Trim. 4	9,17	1952	10,79	11,90	63	12,60	2011
Année	9,99	1963	11,59	11,51	34	12,74	2002

Tableau 2.1.2 : Bilan des températures moyennes trimestrielles (°C) par rapport à la période 1949-2013 (Rang/64 ans : 1 froid – 65 chaud)

2.2. Température de l'eau de mer

Depuis 1986 (soit 28 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 2013 est présenté sur la figure 1.1.2 (page 14).

Sur l'ensemble de ces 28 années, le minimum de température mensuelle moyenne de l'eau de mer dans le canal d'aménée est noté en février (8,79 °C), les valeurs extrêmes étant enregistrées en 1986 (6,80 °C) et 2007 (10,20 °C). Le maximum mensuel moyen est observé en août (17,71 °C), oscillant entre 16,28 °C en 1986 et 18,44 °C en 2003. La température moyenne annuelle est de 12,97 °C, les extrêmes étant 11,34 °C en 1986 et 13,95 °C en 2007.

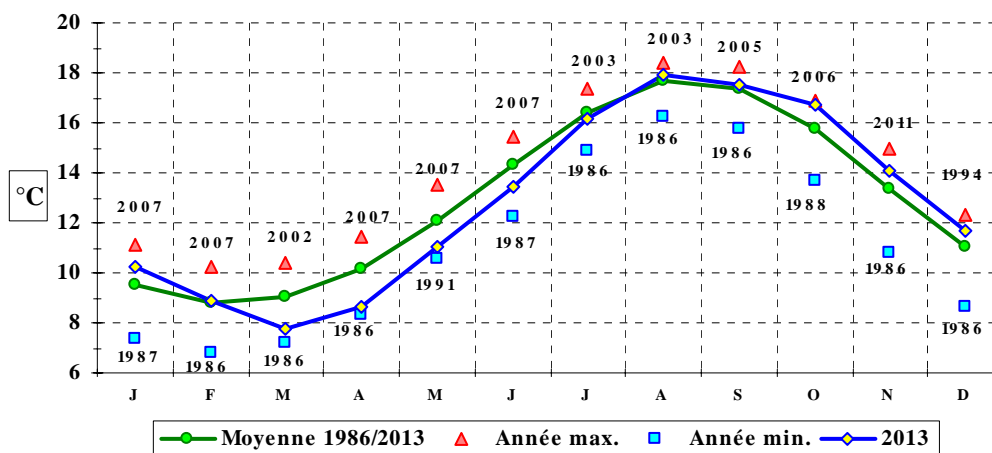


Figure 2.2.1 : Évolution de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer dans le canal d'aménée du CNPE de Flamanville en 2013, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1986-2013

Les observations faites sur la température de l'air au cours de l'année 2013 peuvent quasiment être intégralement reprises pour commenter l'évolution de la température de l'eau de mer pendant la même période. L'année 2013 se caractérise ainsi par (i) un printemps "froid" prolongeant un hiver tardif (la moyenne mensuelle la plus froide a été observée en mars, avec 7,76 °C, soit une moyenne inférieure de près de 1,3 °C à la moyenne de ce mois [9,04 °C] enregistrée au cours des 28 années de mesures) ; (ii) un automne et un début d'hiver excédentaire thermiquement.

En 2013, l'écart mensuel négatif le plus fort à la moyenne du mois est noté en avril (-1,50 °C). L'écart mensuel positif maximal est observé en octobre (+0,94 °C)

Pour un jour donné, l'écart journalier à la moyenne quotidienne estimée au cours de ces 28 années est calculé. Les écarts oscillent entre -3,52 °C (le 14/11/1986) et +2,46 °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.

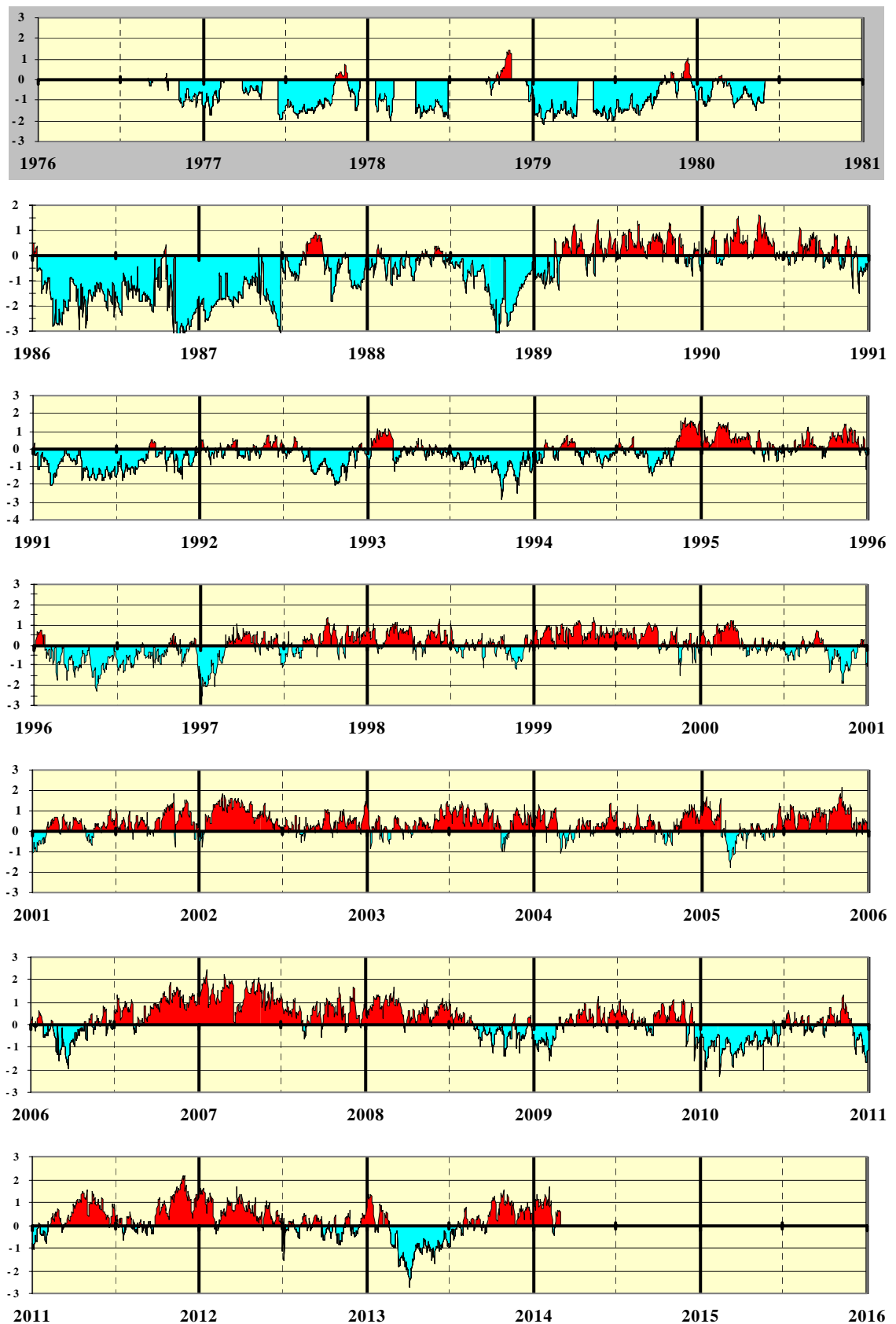


Figure 2.2.2 : Anomalies de la température de l'eau de mer à Flamanville – Ecart thermique journalier (en °C) à la moyenne quotidienne (moyenne estimée sur la période janvier 1986 - février 2014)

Ces écarts, moyennés sur l'année, permettent d'apprécier le bilan thermique excédentaire de l'année 2012 ($0,32 \text{ °C j}^{-1}$). A noter que les années 2010 et 2013 sont les seules années du XXI^{ème} siècle à présenter un bilan thermique déficitaire (tableau 2.2.1).

Ecart (C.j^{-1})	2007	2002	2011	2005	2003	1999	1995	2001	2012	2004	2006	2008	1990	1989	1998	
	0,98	0,62	0,52	0,46	0,44	0,44	0,40	0,35	0,33	0,31	0,30	0,27	0,23	0,21	0,14	
Ecart (C.j^{-1})	2009	1997	1994	2000	2013	1992	1993	2010	1996	1988	1991	1987	1986			
	0,14	-0,02	-0,04	-0,07	-0,13	-0,31	-0,42	-0,42	-0,59	-0,72	-0,80	-1,00	-1,62			

Tableau 2.2.1 : Bilan thermique moyen journalier de 1986 à 2013 (les 28 années sont classées de la plus chaude à la plus froide).

Au cours de la période 1986/2013, 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 28 dernières années, la température moyenne annuelle est de $12,99 \text{ °C}$ pour l'eau de mer, $11,99 \text{ °C}$ pour l'air.

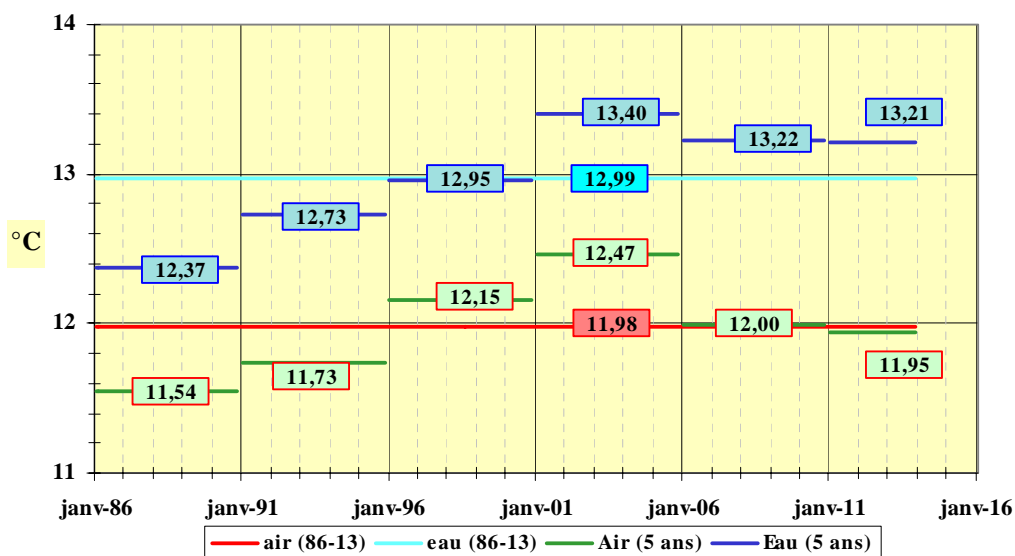
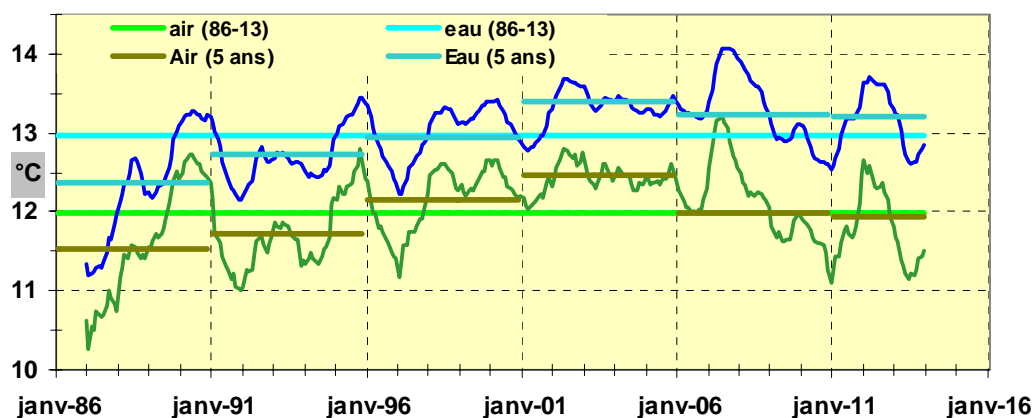


Figure 2.2.3 : Comparaison des « anomalies » mensuelles des températures de l'air (Cap de La Hague) et de l'eau de mer (Flamanville) au cours des 28 dernières années (1986-2013)

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.

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 plus proche de la courbe de tendance). Il en est de même pour le refroidissement d'août à décembre (points les plus éloignés de la courbe de tendance).

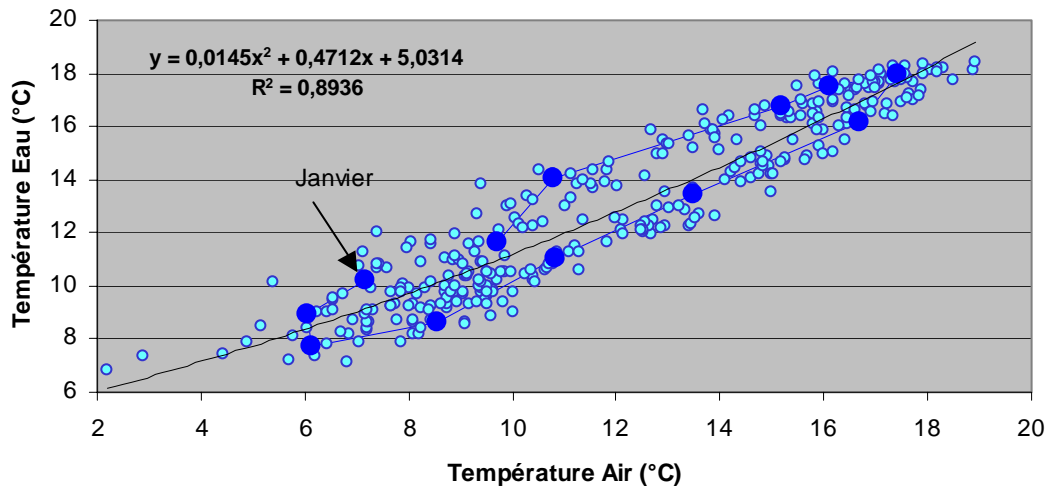


Figure 2.2.4 : Variation de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer (données EDF) en fonction de celle de l'air (données Météo-France). Les données 2013 sont repérées en bleu foncé.

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 1904 et 1923 et publiées en 1935 par J. R. Lumby, du ministère de l'agriculture et des pêches de Londres (627 valeurs pendant 20 ans).

Afin de compléter et actualiser ces quelques données bibliographiques anciennes, la direction de l'équipement d'EDF a installé, dès 1976 en collaboration avec le Laboratoire National d'Hydraulique (LNH¹⁴), 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 (base de 10 227 données acquises pendant ces 28 années ; figures 2.2.5 et 2.2.6). L'échauffement mensuel moyen des 28 dernières années est surtout détectable de mars à octobre.

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 métrologique des instruments de mesures.

¹⁴ aujourd'hui dénommé Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement (LNHE)

Ces précautions étant prises, un échauffement de la température interannuelle moyenne de 1 °C est ainsi observé entre ces deux périodes d'une vingtaine d'années chacune.

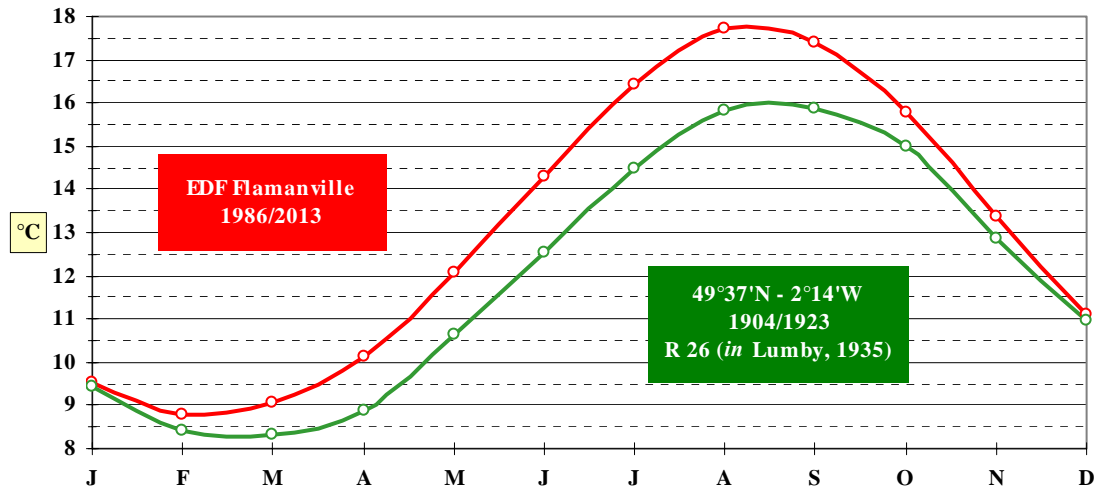


Figure 2.2.5 : Comparaison des températures mensuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2013

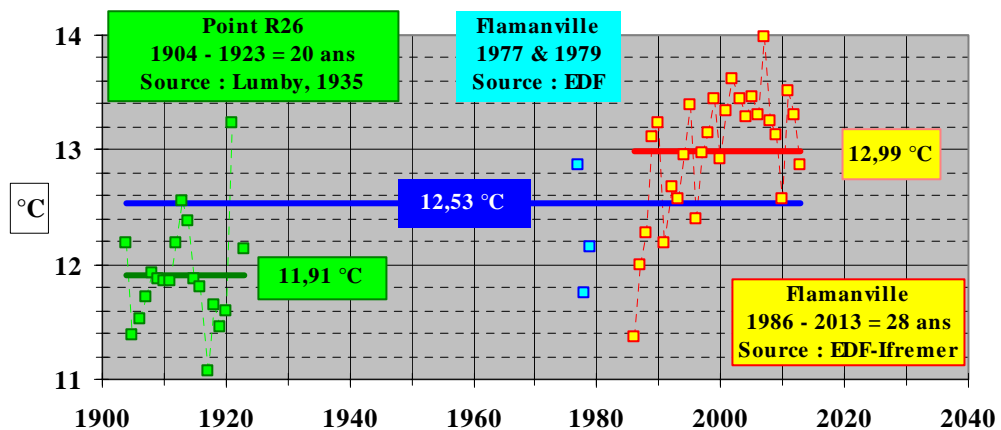


Figure 2.2.6 : Comparaison des températures annuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2013

Source = acquisition mesures EDF - CNPE de Flamanville ; traitement Ifremer Drévès (2014)

FLA	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Nb mois	Nb Valeurs	Moy. 12 M	Moy. 365 J	
1 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
2 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
3 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
4 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
5 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
6 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
7 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
8 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
9 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
10 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
11 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
12 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
13 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
14 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
15 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
16 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
17 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
18 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
19 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
20 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
21 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
22 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
23 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
24 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
25 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
26 2011	31	9,08	28 9,05	31 9,24	30 11,26	31 13,02	30 14,83	31 16,47	31 17,74	30 17,40	31 16,58	30 14,95	31 12,21	12	365	13,49	13,51
27 2012	31	10,83	29 9,09	31 10,02	30 10,93	31 12,55	30 14,62	31 16,34	31 17,73	30 17,48	31 15,63	30 13,24	31 11,10	12	366	13,29	13,31
28 2013	31	10,20	28 8,90	31 7,76	30 8,64	31 11,02	30 13,48	31 16,13	31 17,93	30 17,54	31 16,74	30 14,06	31 11,67	12	365	12,84	12,87
29 2014	31	10,49	28 9,33											2	59		
Nb années	29		29	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28		10 286	12,97	12,99
Nb Valeurs	899		819	868	840	868	840	868	840	868	840	868	840				
Moy. M		9,58	8,80	9,04	10,15	12,06	14,29	16,42	17,72	17,40	15,79	13,31	11,08				
Moy. J		9,58	8,81	9,04	10,15	12,06	14,29	16,42	17,72	17,40	15,79	13,31	11,08				
Max mois		11,13	10,20	10,41	11,46	13,54	15,46	17,39	18,44	18,28	16,91	14,95	12,35			13,95	13,97
Min mois		7,34	6,80	7,16	8,31	10,57	12,22	14,91	16,28	15,74	13,69	10,78	8,63			11,34	11,37

Tableau 2.2.2 : Bilan détaillé des mesures de température de l'eau de mer réalisée entre janvier 1986 et février 2014 par EDF dans le canal d'aménée 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

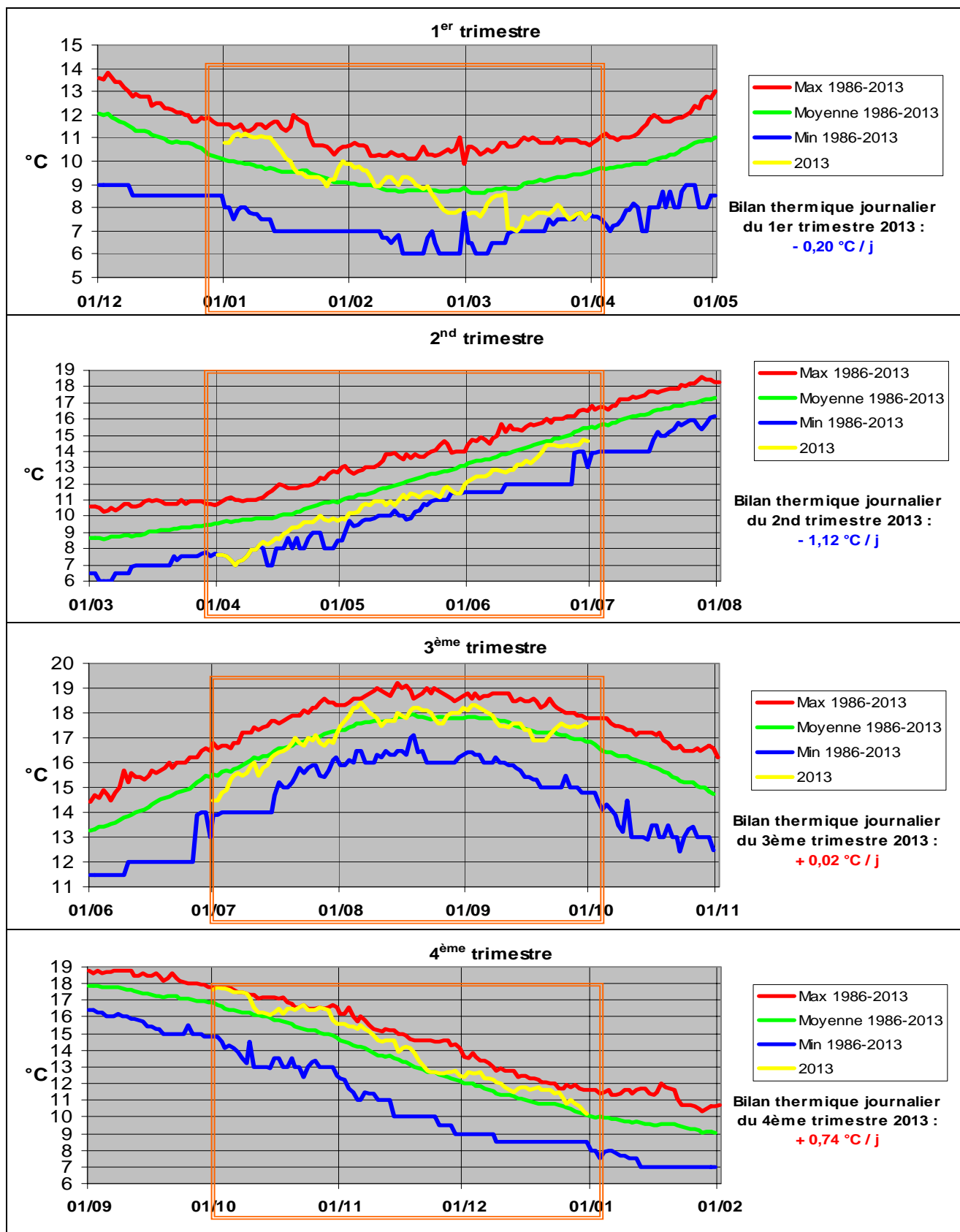


Figure 2.2.7 : Evolution de la température journalière de l'eau de mer en 2013, trimestre par trimestre, comparée à la moyenne et aux extrêmes journaliers sur la période 1986-2013 (28 années), avec pour chaque trimestre affichage du bilan thermique journalier

3. Le domaine pélagique

Etudes et rapport réalisés par

<i>Elvire</i>	<i>Antajan</i>	<i>(LER / BL)</i>	<i>Zooplancton</i>
<i>David</i>	<i>Devreker</i>	<i>(LER / BL)</i>	<i>Zooplancton</i>
<i>Laure</i>	<i>Lamort</i>	<i>(LER / N)</i>	<i>Microbiologie</i>
<i>Olivier</i>	<i>Pierre – Duplessix</i>	<i>(LER / N)</i>	<i>Hydrologie</i>
<i>Mathilde</i>	<i>Shapira</i>	<i>(LER / N)</i>	<i>Phytoplancton</i>

Avec la collaboration pour les prélèvements et les analyses de

<i>Sylvaine</i>	<i>Françoise</i>	<i>(LER / N)</i>
<i>Frank</i>	<i>Maheux</i>	<i>(LER / N)</i>
<i>Emilie</i>	<i>Rabiller</i>	<i>(LER / N)</i>
<i>Benjamin</i>	<i>Simon</i>	<i>(LER / N)</i>

Traitement statistique des résultats en hydrologie par

<i>Antoine</i>	<i>Baehr</i>	<i>(LER / N)</i>
----------------	--------------	------------------

Traitement des images satellites par

<i>Francis</i>	<i>Gohin</i>	<i>(DYNECO / pelagos)</i>
----------------	--------------	---------------------------

Analyses complémentaires réalisées par

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

Laboratoire Eurofins de Bordeaux (Hydrazine, Ethalonamine)

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 2013 sont les mêmes que les années précédentes.

Le calendrier des missions, les paramètres étudiés et le nombre d'échantillons prélevés en chaque point sont précisés dans les tableaux 1.2.2 et 3.2.2. Les campagnes de 2013 se sont déroulées les 21 mars, 14 juin et 11 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 (microbiologie).

3.2. Hydrologie

3.2.1. Méthode

3.2.1.1. Prélèvements

Sur l'ensemble des points *canal*, *rejet* et *référence*, un prélèvement est effectué en surface.

Les paramètres hydrologiques mesurés sont la température, la turbidité, 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).

Les mesures de la température et de la salinité sont effectuées *in situ* au moyen de sondes multi-paramètres YSI 6600EDS-M ou 600QS. La turbidité a été mesurée *in situ* à l'aide d'un turbidimètre Eutech Instruments TN10.

Les prélèvements d'hydrazine et d'éthanolamine ont été réalisés conformément aux prescriptions fournies par le laboratoire Eurofins

3.2.1.2. Analyses

La précision sur la mesure des différents paramètres est indiquée dans le tableau 3.2.1 ci-dessous :

	Température. (°C)	Salinité	Turbidité (FNU)
<i>PRECISION</i>	± 0,01	± 0,01	± 2 %
<i>LIMITE DE DETECTION</i>	0,01	0,01	0,01

Tableau 3.2.1 : Précision sur les mesures physico-chimiques réalisées

Les échantillons d'ammonium, de nitrate+nitrite, de nitrite, de phosphate et silicate sont dosés sur AutoAnalyseur Technicon AA3 selon les méthodes automatiques décrites par Aminot A. et Kérouel R. (2007).

Le dosage des nutriments dans les eaux salines et eaux saumâtres fait partie de la portée d'accréditation du Laboratoire IFREMER Environnement Ressource de Normandie depuis le 15 juin 2011 (section Essais, accréditation n° 1-2048, portée disponible sur le site www.cofrac.fr).

Les analyses d'hydrazine et d'éthanolamine ont été réalisées par le laboratoire Eurofins par chromatographie liquide haute performance (CLHP).

Les précisions sur ces analyses sont présentées dans le tableau 3.2.2 ci-dessous :

	NO_3^- (μM)	NO_2^- (μM)	NH_4^+ (μM)	PO_4^{3-} (μM)	Si(OH)_4 (μM)	Hydraz. (mg/L)	Ethanol. (mg/L)
<i>Incertitudes</i>	3%	4,8%	10,1%	6,4%	0,7%	30%	30%
<i>Limite de quantification</i>	0,10	0,02	0,10	0,05	0,2	0,10	0,10

Tableau 3.2.2 : Incertitude et limite de quantification des mesures

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 2013, avec leurs variabilités spatiales et saisonnières. 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 2013 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 1987-2013. 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 2013

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2013 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.2.3

	CANAL D'AMENEE	REJET	REFERENCE SURFACE	
21 MARS	Température (°C)	7,69	10,40	7,66
	Salinité	34,6	34,7	34,8
	Nitrate (μM)	11,44	11,54	10,85
	Nitrite (μM)	0,16	0,16	0,15
	Ammonium (μM)	0,22	0,13	<0,10
	Phosphate (μM)	0,48	0,48	0,48
	Silicate (μM)	4,17	4,16	3,95
	Turbidité (FNU)	0,89	1,07	0,91
	Hydrazine (mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10
	Ethanolamine (mg/L)	< 0,10	< 0,10	< 0,10
14 JUIN	Température (°C)	12,75	14,83	11,86
	Salinité	35,2	35,2	35,3
	Nitrate (μM)	1,26	2,03	2,79
	Nitrite (μM)	0,08	0,09	0,11
	Ammonium (μM)	0,19	<0,10	0,17
	Phosphate (μM)	0,07	0,06	0,07
	Silicate (μM)	1,22	1,15	1,31
	Turbidité (FNU)	1,12	1,49	0,26
	Hydrazine (mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10
	Ethanolamine (mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10
11 SEPTEMBRE	Température (°C)	17,09	19,05	17,00
	Salinité	35,6	34,5	35,7
	Nitrate (μM)	3,45	3,43	3,80
	Nitrite (μM)	0,29	0,30	0,32
	Ammonium (μM)	0,70	0,72	1,09
	Phosphate (μM)	0,20	0,21	0,23
	Silicate (μM)	3,73	3,22	3,26
	Turbidité (FNU)	0,49	0,90	1,09
	Hydrazine (mg/L)	0,20	<0,10	<0,10
	Ethanolamine (mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10

Tableau 3.2.3 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2013

3.2.2.1. Température de l'eau de mer

3.2.2.1.1 Variations saisonnières de la température

Au cours des trois campagnes de surveillance 2013, la température de l'eau de mer a varié de 7,69 à 17,1 °C au point *canal*, de 10,4 à 19,1 °C au point *rejet* et de 7,66 à 17,0 °C au point *référence* en surface (figure 3.2.1). Les températures au point *référence* sont inférieures à celles du point *canal* au cours des trois campagnes.

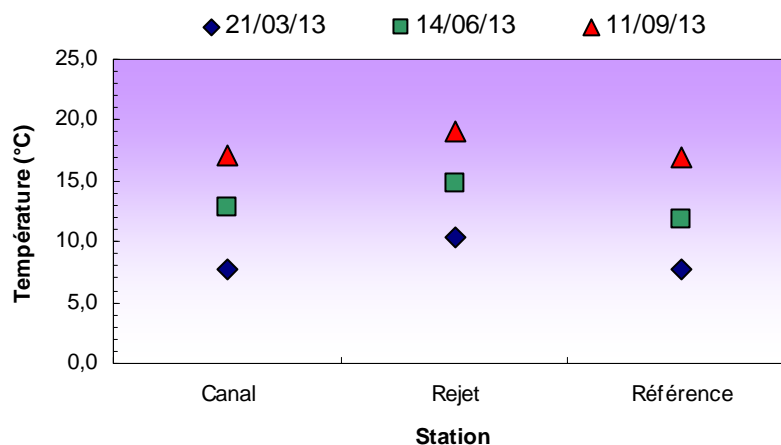


Figure 3.2.1 : Température de l'eau de mer en surface lors des trois campagnes de 2013

L'amplitude thermique entre les fins d'hiver et d'été a été en moyenne de 9,4 °C sur les points *canal* et *référence*. Cet écart est plus important que celui de l'an passé (7,9 °C), mais reste encore bien inférieur à ceux calculés 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 variations de température.

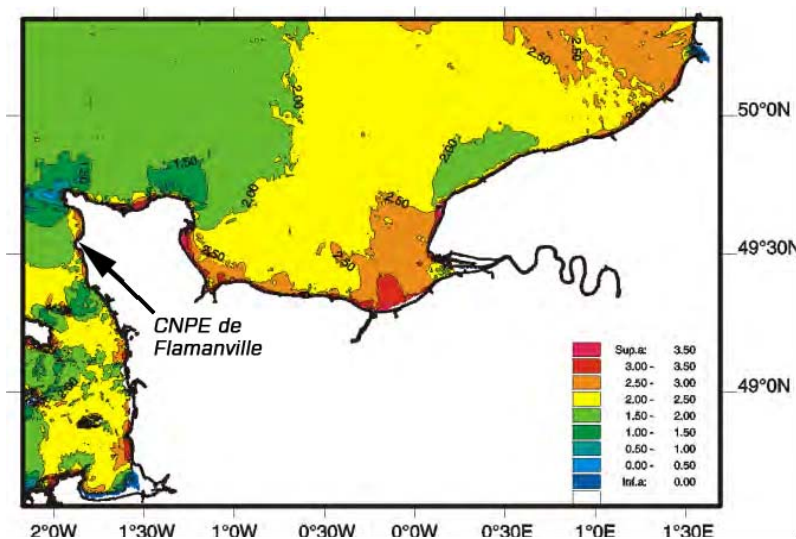


Figure 3.2.2 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche réalisée à l'aide d'un modèle hydrodynamique 2D (IFREMER DEL/AO-LERN)

3.2.2.1.2 Variations inter-annuelles

Les températures mesurées en début de printemps et en début d'été 2013, indépendamment de la précocité des prélèvements, sont parmi les plus faibles observées depuis 1986. En fin d'été, la température relevée est dans la « normale saisonnière », toutefois sensiblement plus fraîche qu'en 2012.

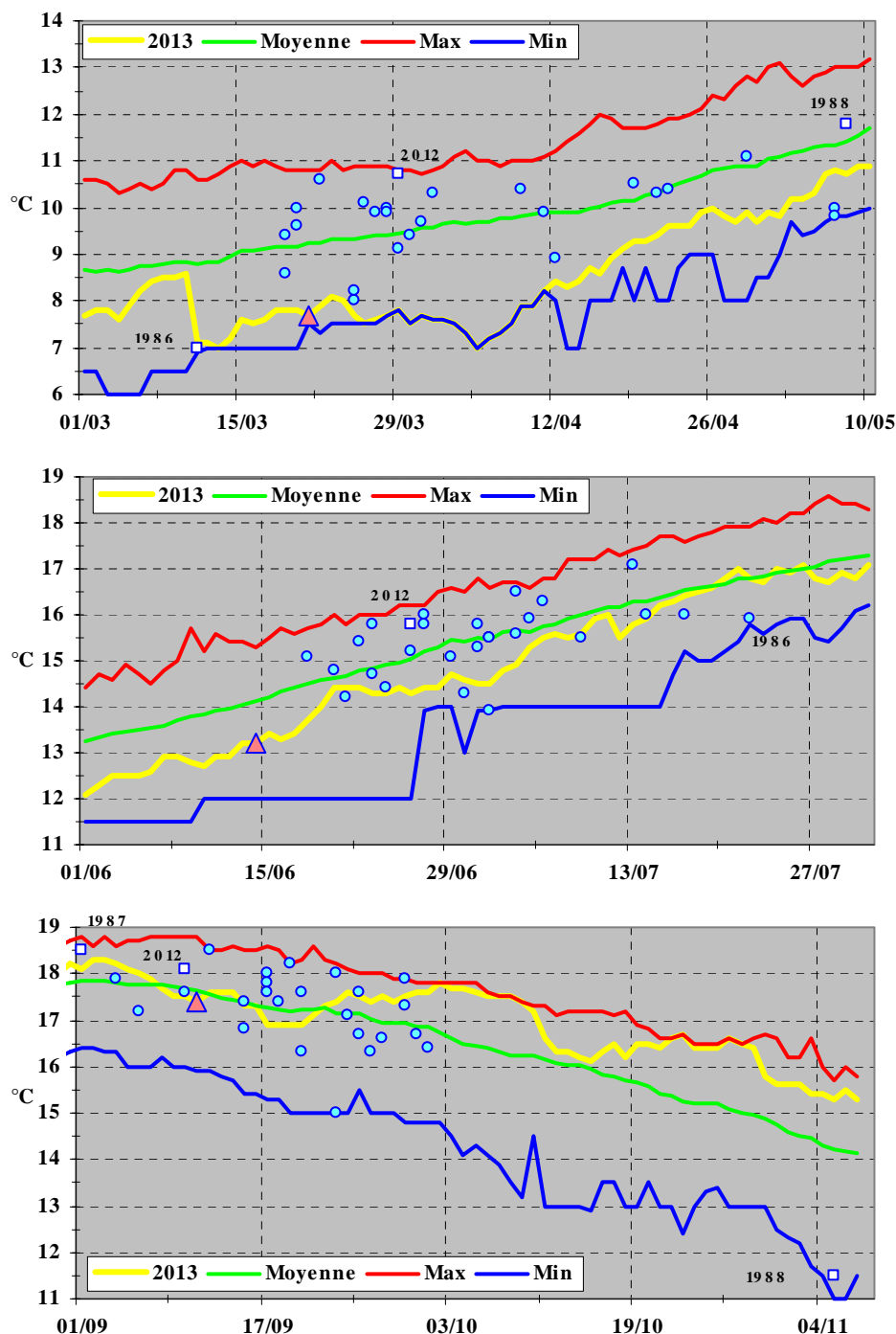


Figure 3.2.3 : Température de l'eau de mer à Flamanville sur la période 1986-2013.

Le prélèvement saisonnier 2013 est repéré par le symbole triangulaire positionné sur la courbe jaune. Les autres prélèvements saisonniers depuis 1986 sont repérés par une pastille circulaire bleu ciel, avec un repérage particulier pour le prélèvement saisonnier le plus précoce, le plus tardif et celui réalisé en 2012.

La comparaison des distributions de températures observées depuis plus de 25 ans, par saison et par point est présentée sur la figure 3.2.4. Au printemps et en été, les températures 2013 sur les différents points de suivi sont systématiquement inférieures aux médianes pluriannuelles. En particulier, les températures sur les 3 points de surveillance en été sont les plus faibles valeurs observées depuis 1987. La saison automnale 2013 se montre dans la moyenne des températures aux médianes pluriannuelles sur tous les points de surveillance.

L'ensemble des médianes est caractérisé 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 2013 suivent ces tendances.

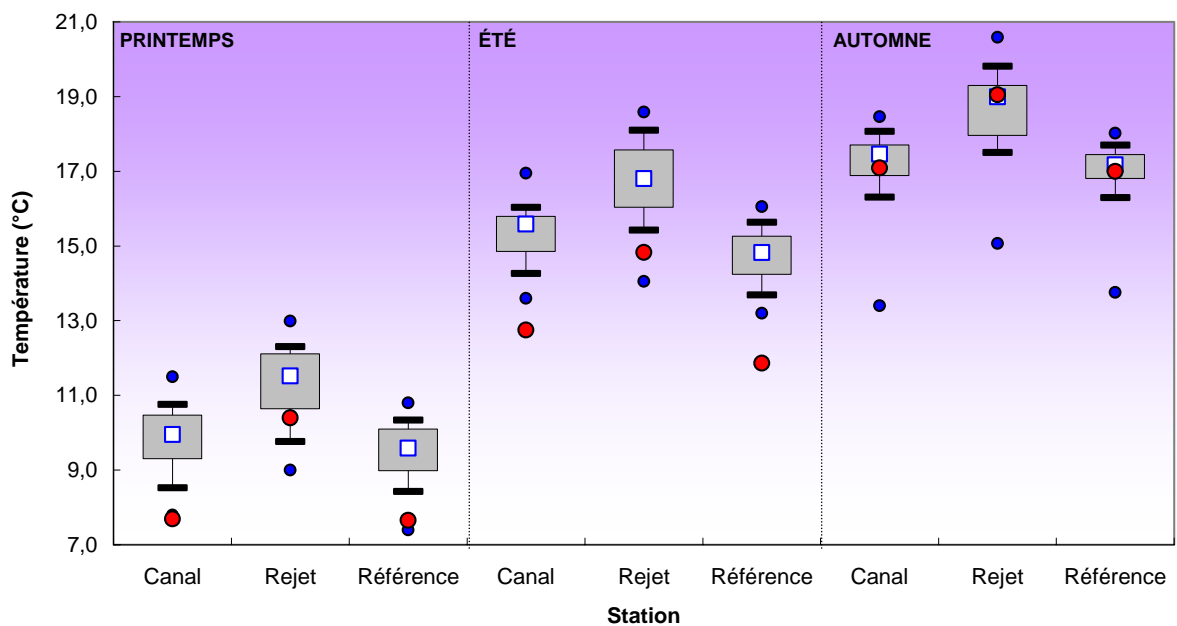


Figure 3.2.4 : Comparaison des distributions de la température par campagne et par point sur la période 1987-2012. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┆). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

Comme le montre la figure 2.2.4 (cf. chapitre 2), une corrélation linéaire significative existe entre la température de l'air et celle de l'eau de mer (1986-2013). Les mesures réalisées en 2013 sont en accord avec cette observation.

3.2.2.1..3 Température au *rejet* et taux de dilution

Les différences de température enregistrées en 2013, entre les points *rejet* et *référence*, ont été respectivement de 2,74, 2,97 et 2,05 °C en mars, juin et septembre. Entre les points *rejet* et *canal*, ces écarts ont été respectivement de 2,71, 2,08 et 1,96 °C. La distribution de ces écarts de température mesurés depuis 1987, est présentée sur la figure 3.2.5.

En 2013, les écarts observés sont généralement élevés, car tous nettement au dessus des médianes pluriannuelles. Ils ne suivent pas la tendance décrite par les médianes avec un maximum observé généralement en été. En automne, les écarts observés sont parmi les plus importants depuis 1987. Cependant, ils restent inférieurs à ceux de l'année 2008.

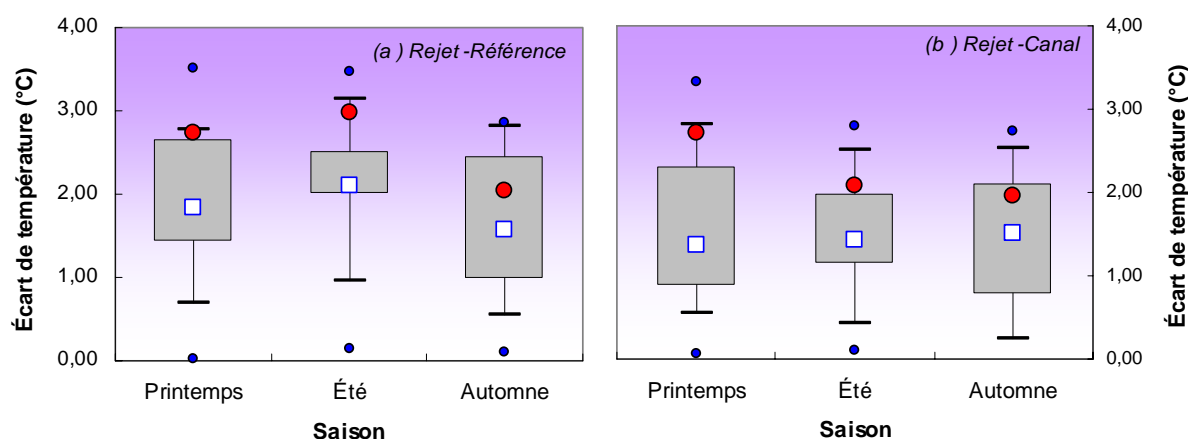


Figure 3.2.5 : Distribution par campagne des différences de température entre les points rejet et référence point sur la période 1987-2012. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (\bullet)

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. L'exigence sur l'échauffement thermique est bien respectée.

2013	t° Canal		t° Sortie Condenseur		t° Rejet	t°Rejet-t°Canal	t°SC-t°Canal	π	% Taux
	Ifremer	EDF	T1	T2	Ifremer				Dilution
21 mars	7.7	7.7	20.4	7.7	10.4	2.7	12.7	0,21	78.7
14 juin	12.8	13.2	26.1	26.2	14.8	2.1	13.4	0,16	84.4
11 Septembre	17,1	17.4	30.2	30.2	19.1	2.0	13.1	0,15	85.0

Tableau 3.2.3 : Echauffements de l'eau de mer et taux de dilution calculés à Flamanville en 2013

Les taux de dilution pour l'année 2013 varient entre 78 et 85 %. 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 2013. Ce résultat confirme statistiquement l'existence d'une perturbation thermique très localisée et liée au fonctionnement de la centrale dans le milieu marin au niveau du *rejet*.

Comparaison	Printemps		Été		Automne	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	Test T	0,000	Test T	0,000	Test W	0,000
Référence / Rejet	Test T	0,000	Test T	0,000	Test T	0,000
Canal / Référence	Test W	0,000	Test T	0,000	Test W	0,004

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)
 (p-value <0,05 = différence significative ; p-value >0,05 = différence non significative)
 Tableau 3.2.4 : « p-value » des tests statistiques sur les données de température enregistrées depuis 1987
 (n = 27 pour chaque point et chaque saison)

Les résultats montrent aussi 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 réchauffée 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 encore cette année, 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 2013 (figure 3.2.6) sont comprises entre 34,6 et 35,6 au point *canal* et *rejet* et entre 34,8 et 35,8 au point *référence* en surface. Elles présentent peu de variations au cours de l'année, exceptée une faible augmentation observée au point *référence* au printemps. Les variations spatiales sont aussi très limitées avec un gradient côte-large habituellement croissant peu marqué cette année.

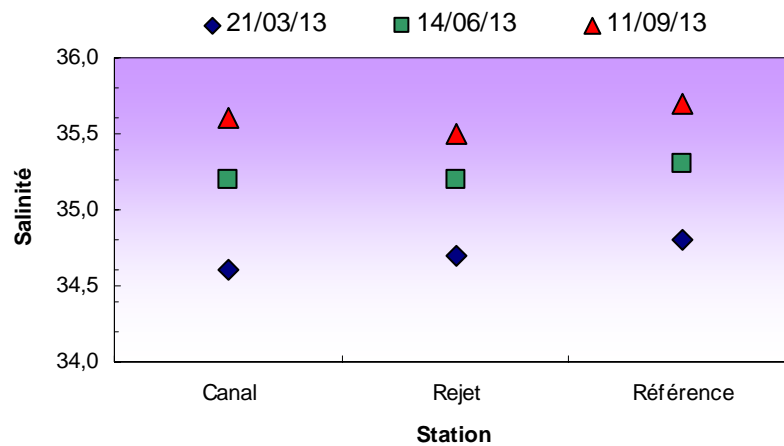


Figure 3.2.6 : Salinité de l'eau de surface lors les campagnes 2013

3.2.2.2.2 Variations inter-annuelles

La figure 3.2.7 présente l'ensemble des valeurs de salinité sur la période 1987-2013. Les salinités mesurées au printemps 2013 sont inférieures à celle de 2012 sur toutes les stations. En été, les salinités sur l'ensemble des points sont semblables à l'année dernière. Finalement, en automne, les trois points sont caractérisés par des salinités supérieures à l'année passée et sont parmi les plus fortes de ces 27 dernières années.

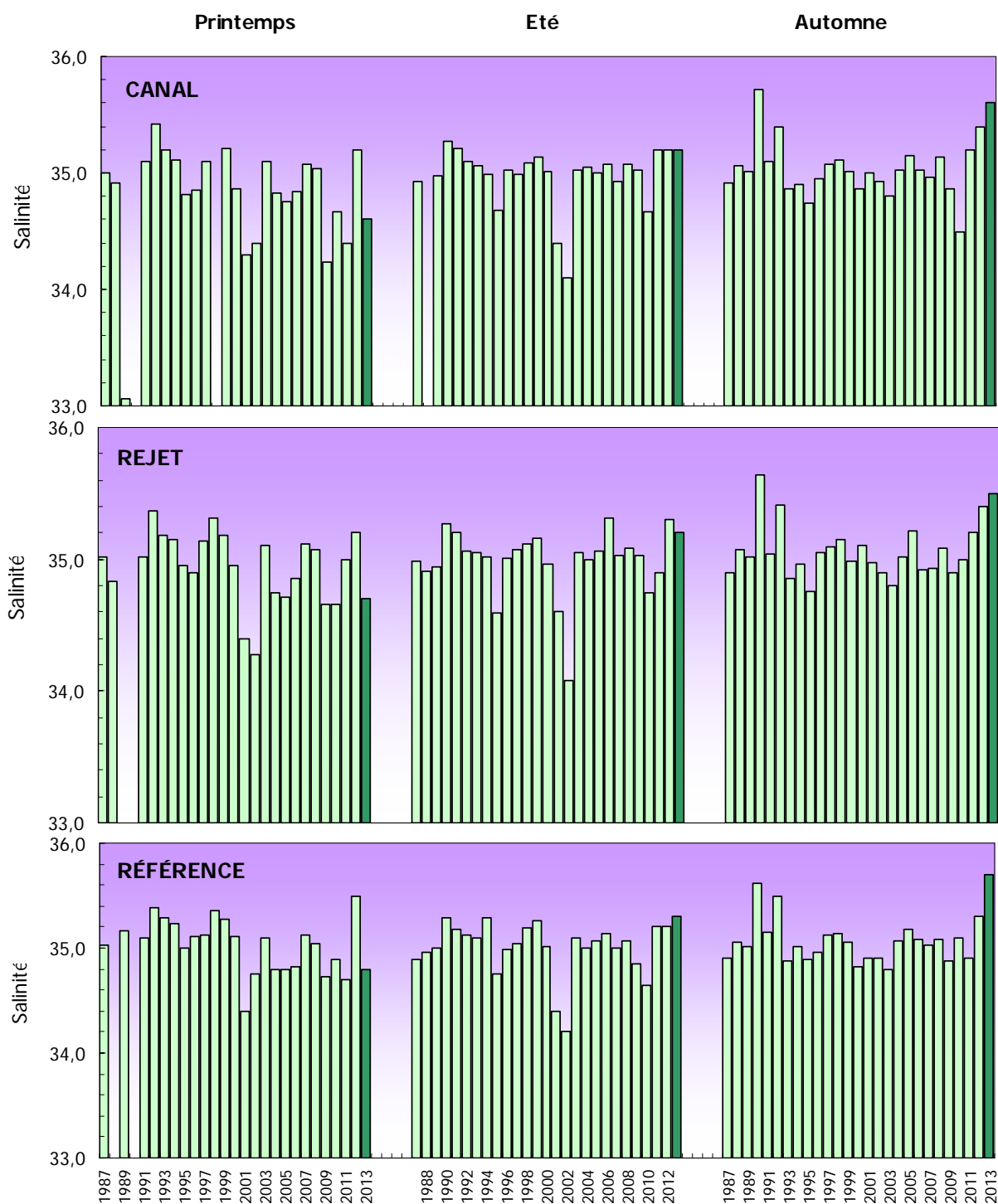


Figure 3.2.7 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2013 (2013 en vert foncé)

La figure 3.2.8 présente la distribution des valeurs de salinité enregistrées entre 1987 et 2013. Les salinités mesurées au cours de campagnes de surveillance 2013 caractérisent une année atypique. Elles sont au printemps inférieures aux valeurs médianes calculées sur la période 1987-2012 sur l'ensemble des points de surveillance. Puis en été, les salinités observées sont supérieures aux valeurs médianes calculées depuis le début de la période de surveillance, dépassant aussi la valeur de 35,29 mesurée au point référence en 1990 et 1994. Enfin, en

automne, les salinités en 2013 sont parmi les plus fortes mesurées depuis 26 ans, avec une salinité maximale au point référence (35,7).

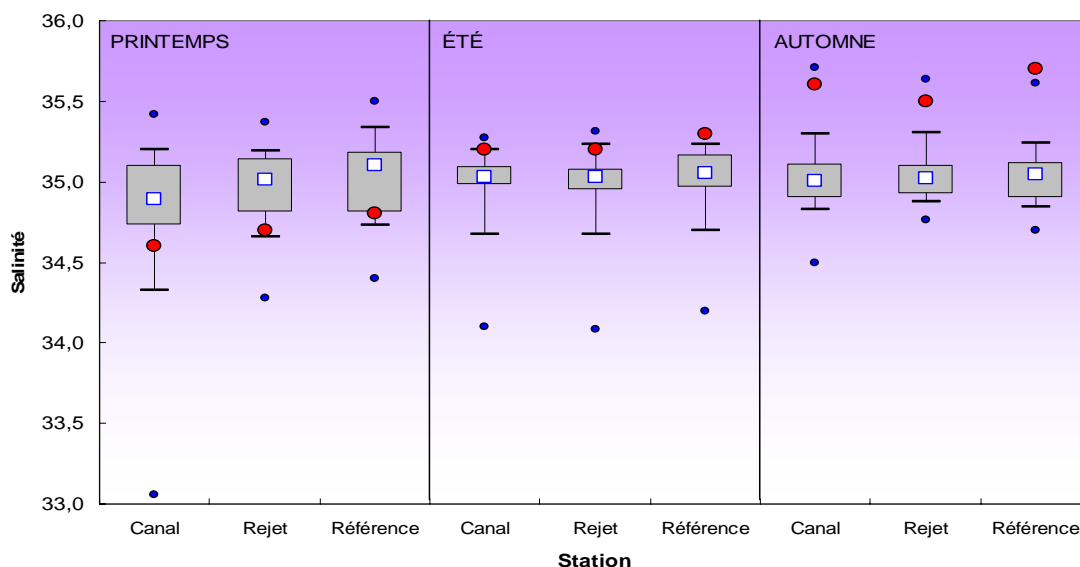


Figure 3.2.8 : Distributions de la salinité par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

Quelle que soit la période de l'année, la valeur des médianes pluriannuelles est proche de 35,0 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	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Canal / Rejet	Test W	0,276	Test W	0,284	Test W	0,843
Référence / Rejet	Test W	0,003	Test T	0,405	Test W	0,398
Canal / Référence	Test W	0,000	Test W	0,026	Test W	0,217

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

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

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

L'intégration des données de salinités mesurées en 2013 ne change 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 généralement 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 un laps de temps court (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 2010 le volume annuel rejeté était de $46\,502 \text{ m}^3$ pour les effluents de régénération et de rinçage, $11\,426 \text{ m}^3$ pour les effluents de lavage (filtres à sable) et $17\,139 \text{ m}^3$ pour les rejets de boues du décanteur. Le volume d'eau de mer utilisé pour l'ensemble des circuits de refroidissement était lui de $2\,342\,140\,165 \text{ m}^3$. 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 2013, les concentrations en ammonium ont varié de $0,19$ à $0,70 \mu\text{M}$ au point *canal*, de $<0,10$ à $0,72 \mu\text{M}$ au point *rejet* et de $<0,10$ à $1,09 \mu\text{M}$ au point *référence* (figure 3.2.9).

Au printemps et en été, les concentrations sont très faibles sur l'ensemble des points de surveillance. Elles augmentent ensuite en automne et en particulier sur le point référence.

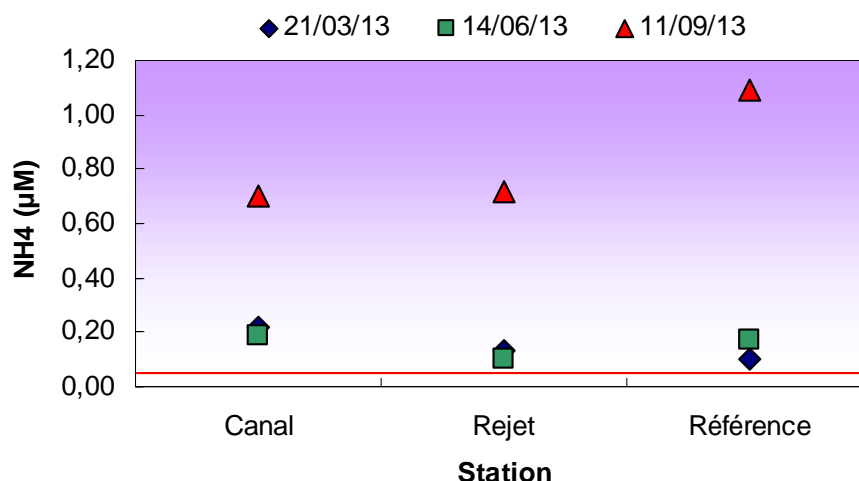


Figure 3.2.9 : Concentrations en ammonium (μM) dans les eaux de surface lors des campagnes 2013 (-Limite de quantification= $0,10 \mu\text{mol/L}$)

Les concentrations en ammonium sont en accord avec le cycle saisonnier classique de ce paramètre. Ceci est habituellement le cas en Manche occidentale et orientale (L'Helguen et al.,

1993 ; Gentilhomme et Lizon, 1998), reflétant 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 l'augmentation de l'activité hétérotrophe et la régénération de l'ammonium dans la colonne d'eau. Par ailleurs, le gradient de concentration décroissant côte-large plus ou moins marqué les années précédentes est de nouveau observé cette année.

3.2.2.3.2 Variations inter-annuelles

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

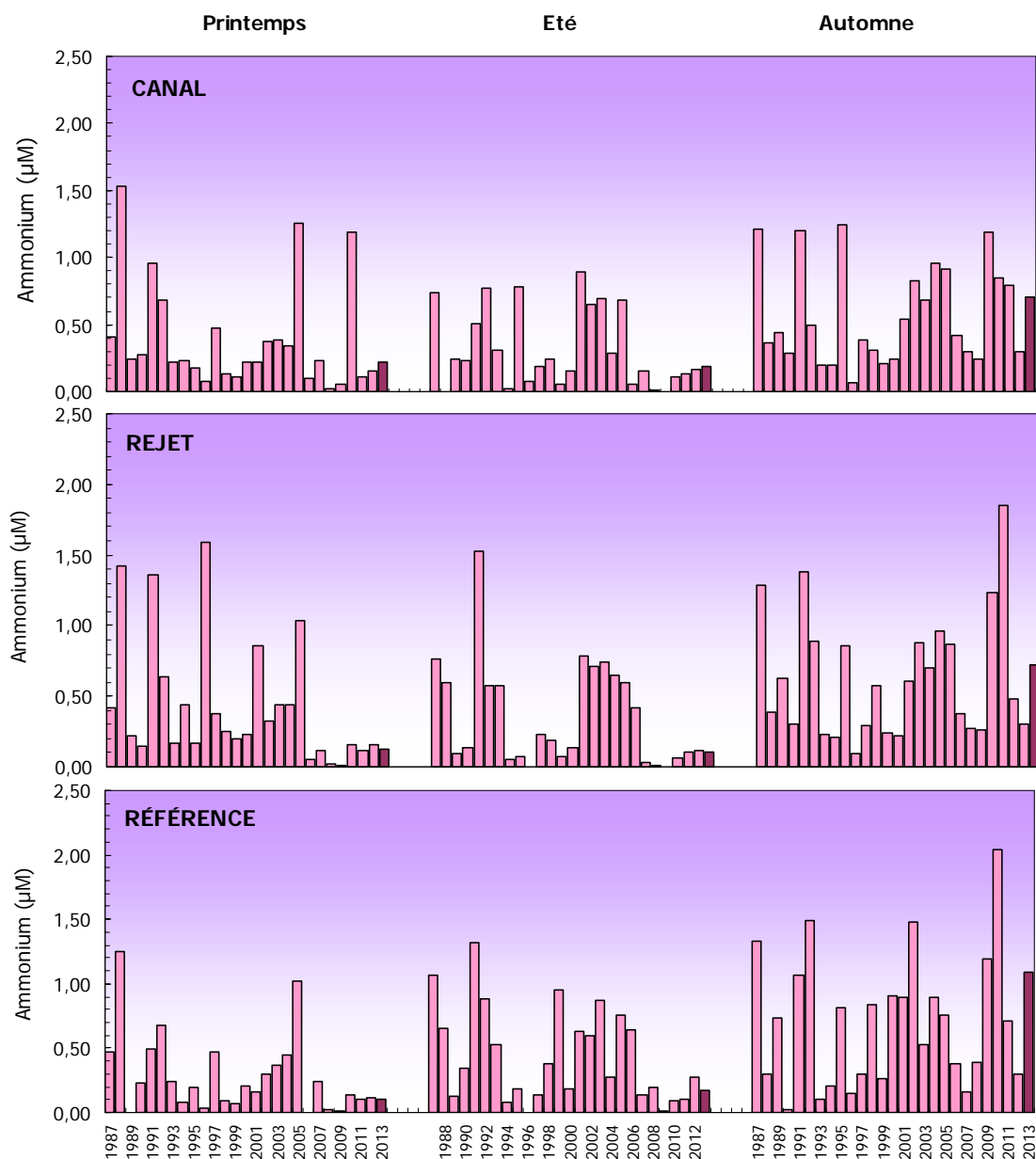


Figure 3.2.10 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1987 à 2013 (2013 en mauve foncé)

Les valeurs observées en 2013 sont comparables à celles de 2012 sur l'ensemble des points au printemps et en été. A l'inverse en automne, les teneurs en ammonium sont supérieures à celles de 2012 sur l'ensemble des points de surveillance. Comme l'illustre la figure 3.2.10, depuis

1987 les concentrations en ammonium présentent une très forte variabilité interannuelle sur l'ensemble des points. Les différences de concentrations en ammonium observées en 2013 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 2013. Les concentrations mesurées en 2013 sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps et en été. En automne, c'est l'inverse sur l'ensemble des points de surveillance.

La forte dispersion des valeurs confirme l'importante variabilité de ce paramètre dans la colonne d'eau.

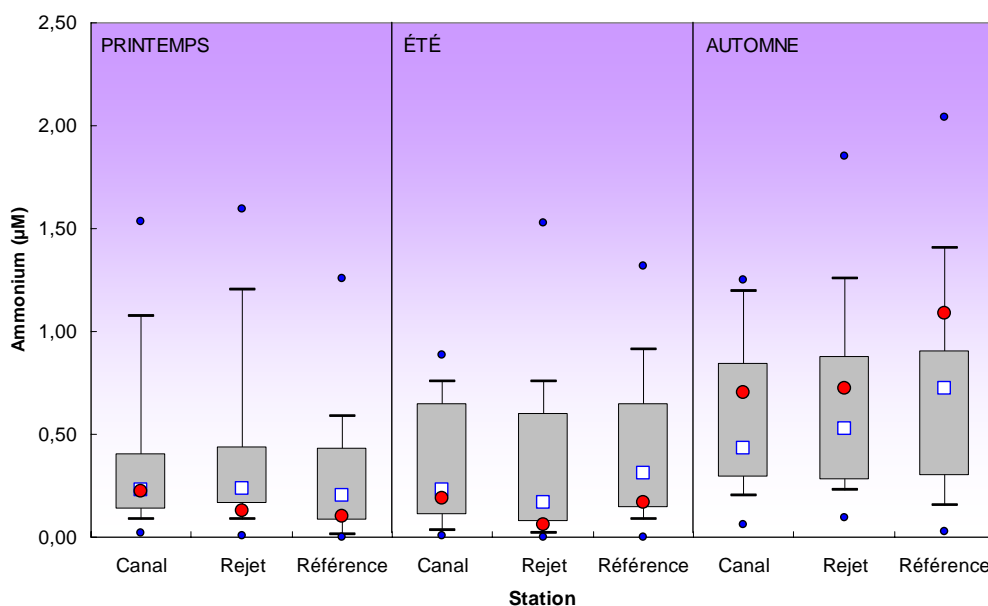


Figure 3.2.11 : Distributions des concentrations en ammonium par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

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	
	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	Probabilité associée
Canal / Rejet	Test W	0,869	Test W	0,432	Test W	0,093
Référence / Rejet	Test W	0,041	Test W	0,041	Test W	0,253
Canal / Référence	Test W	0,002	Test W	0,083	Test W	0,247

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal) p -value $< 0,05$ = différence significative ; p -value $> 0,05$ = différence non significative

Tableau 3.2.6 : « p -value » des tests statistiques sur l'ammonium ($n = 27$ pour chaque point et chaque saison)

Cette année encore, l'intégration des résultats des campagnes de surveillance 2013 modifie sensiblement les résultats de l'étude statistique. Des différences significatives apparaissent entre les points *référence* et *rejet* au printemps et en été. Ces différences significatives s'ajoutent à

celle entre les points *canal* et *référence* au printemps. Il n'existe sinon pas d'autre différence significative entre les trois points de surveillance pour ce sel nutritif.

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 2013 est présentée sur la figure 3.2.12. Les teneurs en nitrate ont été comprises entre 1.26 et 11.4 μM au point *canal*, entre 2.03 et 11.5 μM au point *rejet* et entre 2.79 et 10.9 μM au point *référence*. Les teneurs en nitrite ont varié de 0,08 à 0,29 μM au point *canal*, de 0,09 à 0,30 μM au point *rejet* et enfin de 0,11 à 0,32 μM au point *référence*.

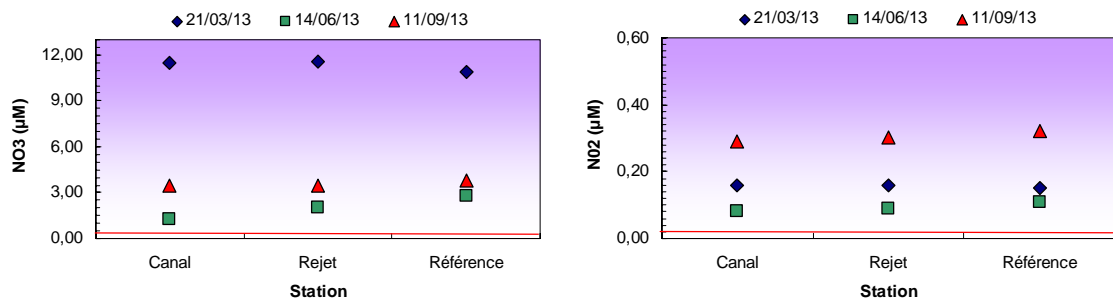


Figure 3.2.12 : Concentrations en nitrate (μM) et nitrite (μM) dans les eaux de surface en 2013
(-Limite de quantification=0.10 $\mu\text{mol/L}$ pour le nitrate, 0.02 $\mu\text{mol/L}$ pour le nitrite)

Les concentrations présentent des variations spatiales au cours des différentes saisons. Pour le nitrate, les teneurs sont relativement élevées au printemps, diminuent en été et augmentent légèrement en automne. Pour le nitrite, les concentrations sont basses (inférieures à 0.5 $\mu\text{mol/L}$) et caractéristiques en eaux côtières non polluées. 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 lessivent 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. Malgré un échantillonnage qui a eu lieu durant la deuxième quinzaine de mars (début de la période productive), il est probable que le stock hivernal de sels azotés n'ait pas encore été entamé (les concentrations en chlorophylle étant relativement faible). Ceci est aussi à rapprocher des concentrations en ammonium et silicate mesurées à la même période ainsi qu'à la climatologie.

3.2.2.4.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1987-2013 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.13 et 3.2.14.

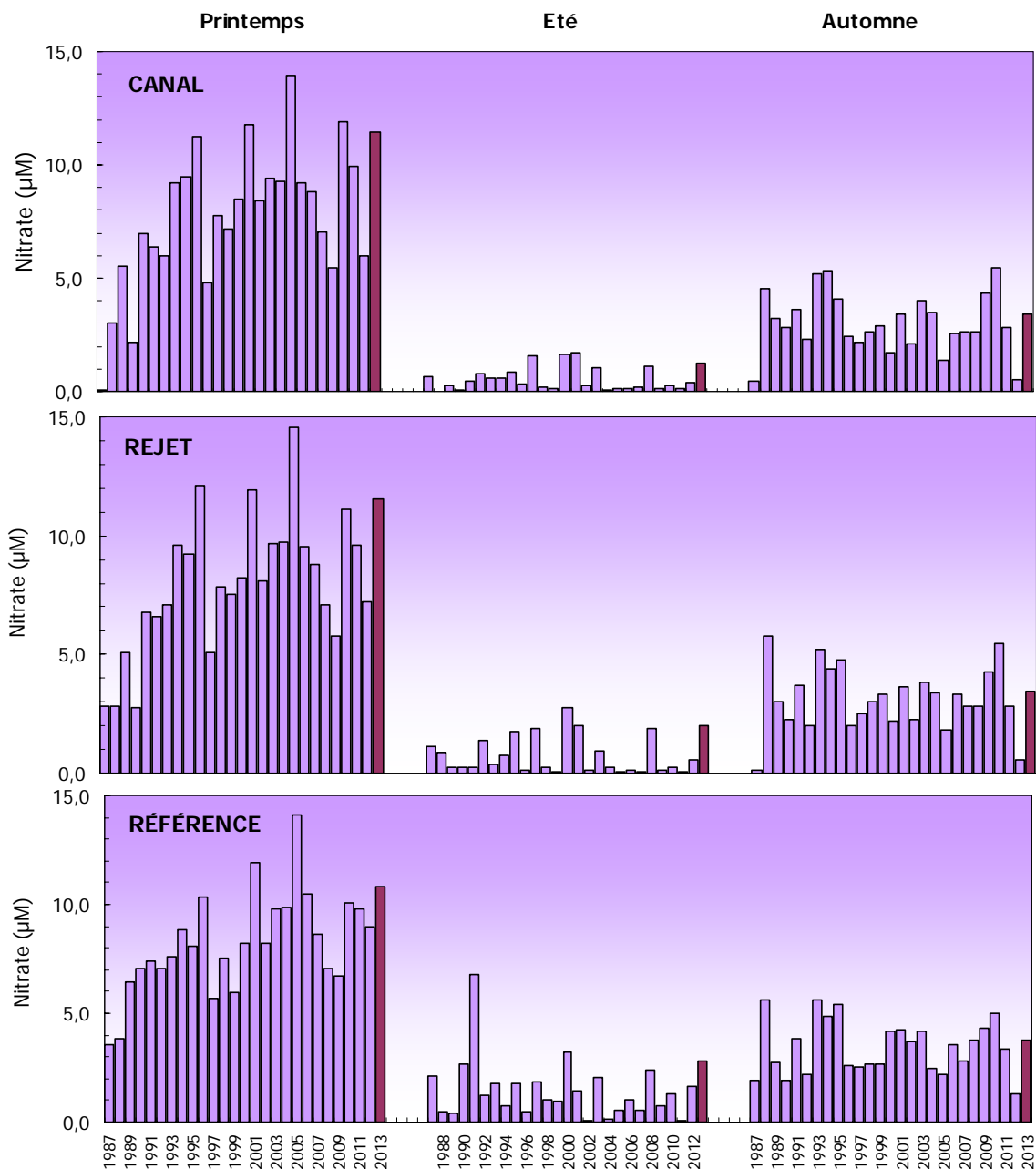


Figure 3.2.13 : Concentrations en nitrate dans l'eau de surface pour les campagnes de 1987 à 2013 (2013 en mauve foncé)

Les concentrations en nitrate sont systématiquement supérieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance et toute l'année. Les concentrations en nitrite mesurées en 2013 sont faiblement inférieures à celles de 2012 au printemps sur l'ensemble des points de surveillance. En été et en automne, elles sont supérieures à celles de 2012 sur l'ensemble des points.

Dans l'ensemble, les concentrations en nitrate sont sensiblement supérieures aux gammes de concentrations couramment observées en Manche (~5-6 µM pour les nitrates pour des salinités ~35, Lanne, 1992), et ceci au printemps. La gamme de concentration observée pour le nitrite est

similaire à celle observée précédemment (0,01-0,6 μM pour les nitrites pour des salinités ~ 35 , Laane, 1992).

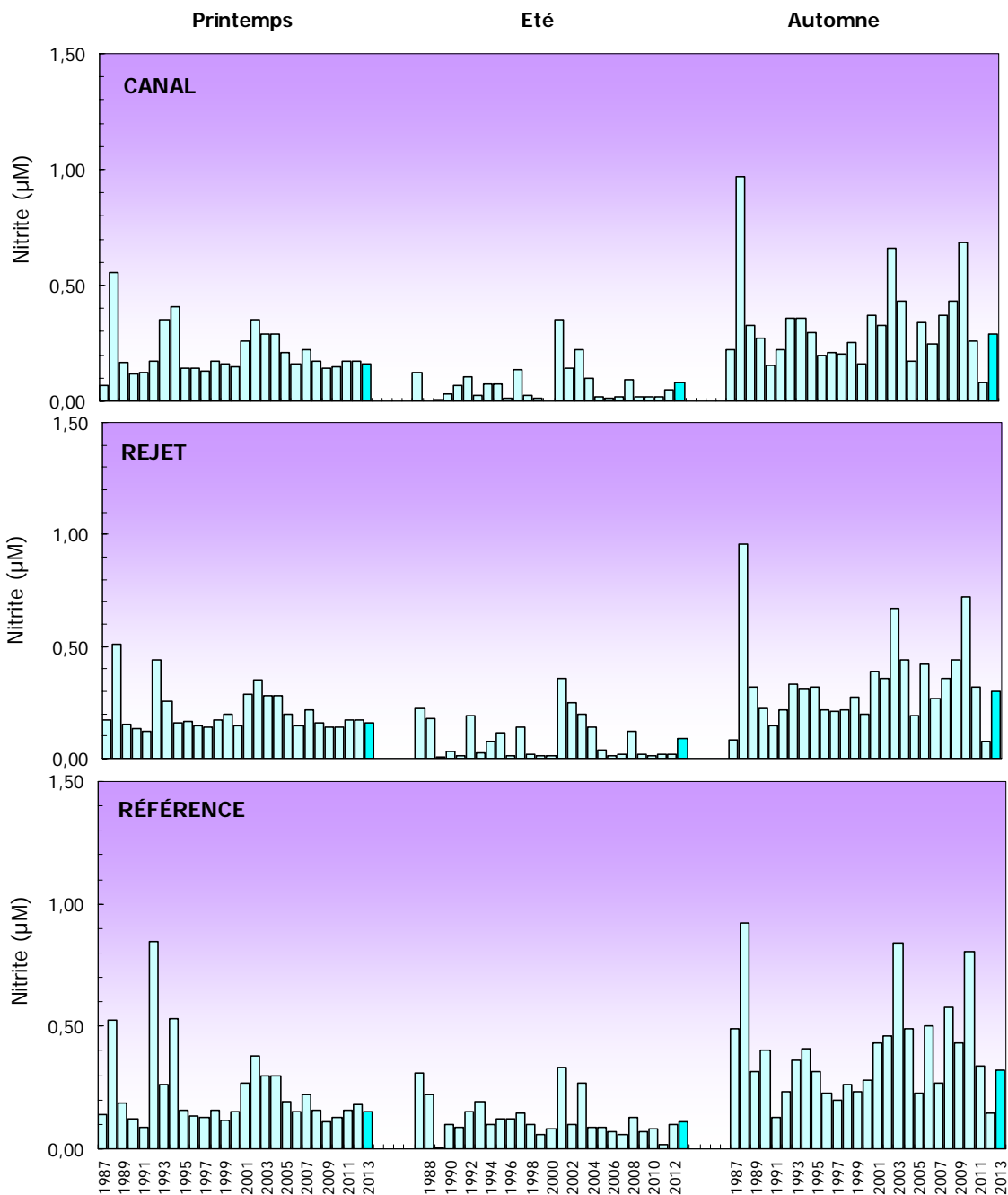


Figure 3.2.14 : Concentrations en nitrite dans l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2013 (2013 en turquoise)

La figure 3.2.15 présente la distribution des teneurs en nitrate et nitrite mesurées entre 1987 et 2013. Au printemps et en été, les teneurs en nitrates sont supérieures aux médianes pluriannuelles. Durant ces saisons, les teneurs en nitrites sont quant à elles similaires aux médianes. En automne, les teneurs de nitrates et nitrites sont aussi sur tous les points de surveillance très proches des médianes.

Dans l'ensemble, les valeurs des médianes 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 en été, les concentrations assez élevées en nitrate caractérisent des apports de nutriments importants pour la période et ou du caractère plus ou moins tardif du développement phytoplanctonique, confirmé par une température froide pour la saison.

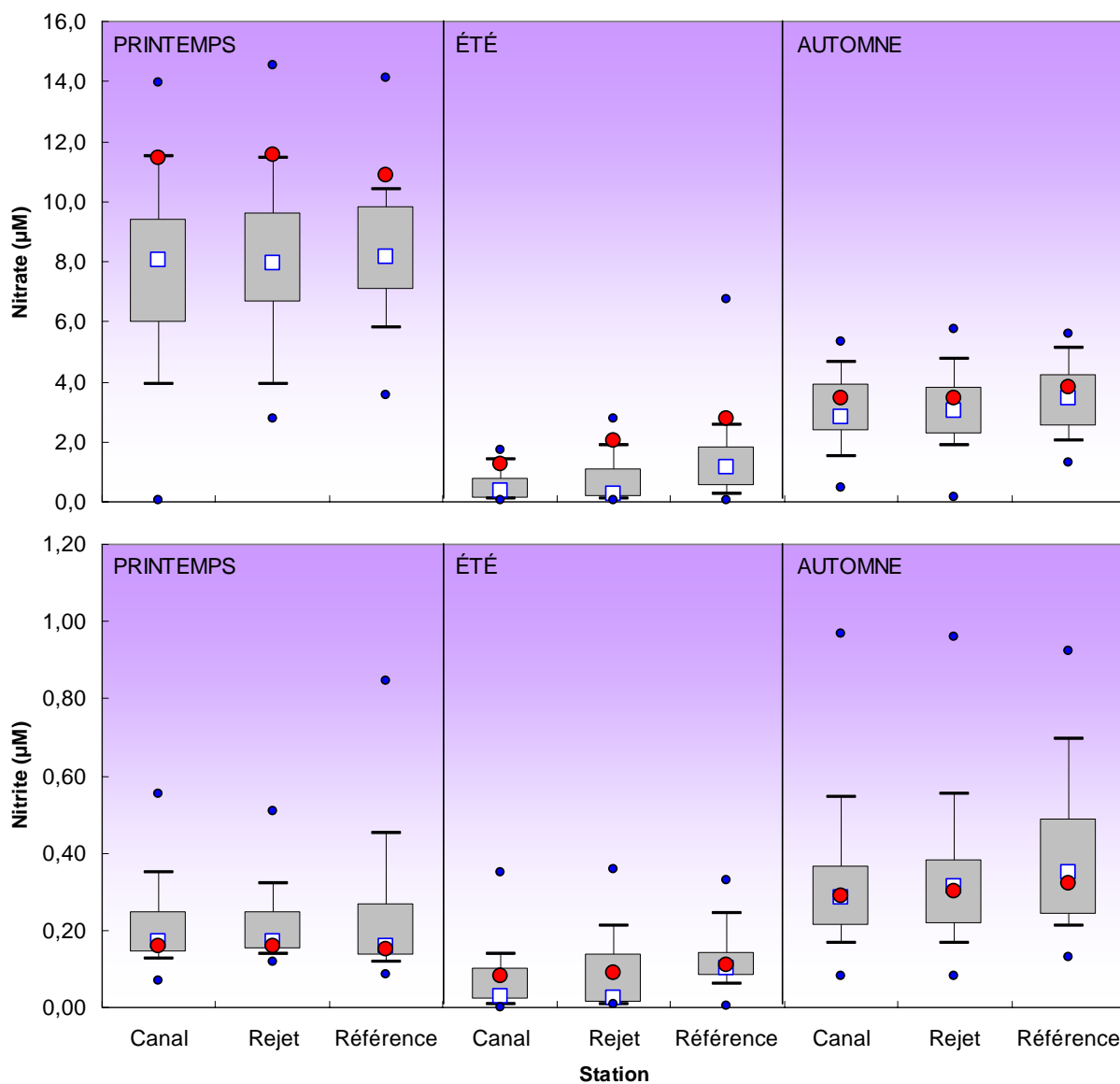


Figure 3.2.15 : Comparaison des distributions des concentrations en nitrate par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (\bullet)

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	
		type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Nitrate	Canal / Rejet	Test W	0,064	Test W	0,050	Test T	0,306
	Référence / Rejet	Test W	0,374	Test W	0,001	Test T	0,019
	Canal / Référence	Test W	0,178	Test W	0,000	Test T	0,012
Nitrite	Canal / Rejet	Test W	0,970	Test W	0,191	Test W	0,096
	Référence / Rejet	Test W	0,948	Test T	0,007	Test W	0,001
	Canal / Référence	Test W	0,795	Test W	0,000	Test T	0,000

Test T : student (loi normal) ; Test W : test Wicolson (pas de loi normal)
($p\text{-value} < 0,05$ = différence significative ; $p\text{-value} > 0,05$ = différence non significative)
Tableau 3.2.7 : « p-value » des tests statistiques pour le nitrate et nitrite depuis 1987
($n = 27$ pour chaque point et chaque saison)

L'intégration des concentrations mesurées en 2013 ne modifie pas les résultats de l'étude statistique. La différence significative apparue en 2011 entre les points *référence* et *rejet* en automne pour le nitrate est confirmée. L'ensemble des résultats statistiques issus des comparaisons des séries de 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. Durant ces saisons, 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.

Le CNPE de Flamanville ne semble pas perturber la distribution des nutriments azotés (nitrite + nitrate) dans cette zone.

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 2013 est présentée sur la figure 3.2.16. Les teneurs en phosphate ont été comprises entre 0,07 et 0,48 μM au point *canal*, entre 0,06 et 0,48 μM au point *rejet* et entre 0,07 et 0,48 μM au point *référence* (figure 3.2.16). Les concentrations en silicate ont variées de 1,22 à 4,17 μM au point *canal*, de 1,15 à 4,16 μM au point *rejet*, et de 1,31 à 3,95 μM au point *référence* (figure 3.2.16).

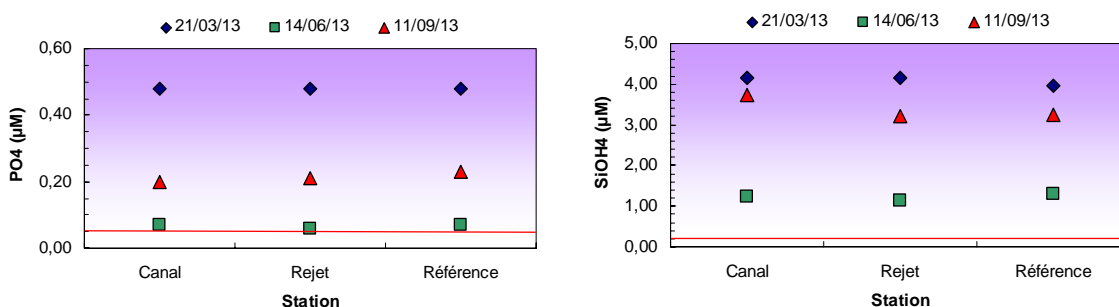


Figure 3.2.16 : Concentrations en phosphate et silicate (μM) dans les eaux de surface en 2013 (-Limite de quantification=0,05 $\mu\text{mol/L}$ pour le phosphate, 0,20 $\mu\text{mol/L}$ pour le silicate)

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 concentrations en phosphate diminuent fortement en raison d'une possible assimilation par le phytoplancton (confirmée par des teneurs en chlorophylle a relativement élevées à cette période). En automne, les concentrations augmentent à nouveau sous l'effet des processus de régénération.

Pour le silicate, les concentrations présentent des variations temporelles caractérisées par des concentrations assez importantes au printemps, suggérant comme pour les teneurs en phosphates la présence du stock hivernal. La diminution des concentrations en silicate en été est attribuable à une utilisation rapide de la silice par les diatomées, espèce phytoplanctonique dominante dans ce secteur tout au long de l'année. L'augmentation des teneurs observées en automne est vraisemblablement liée à la régénération de la silice biogénique. Ceci est généralement observé sur le plateau continental Atlantique français tout au moins en automne (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 1987-2013 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.17 et 3.2.18.

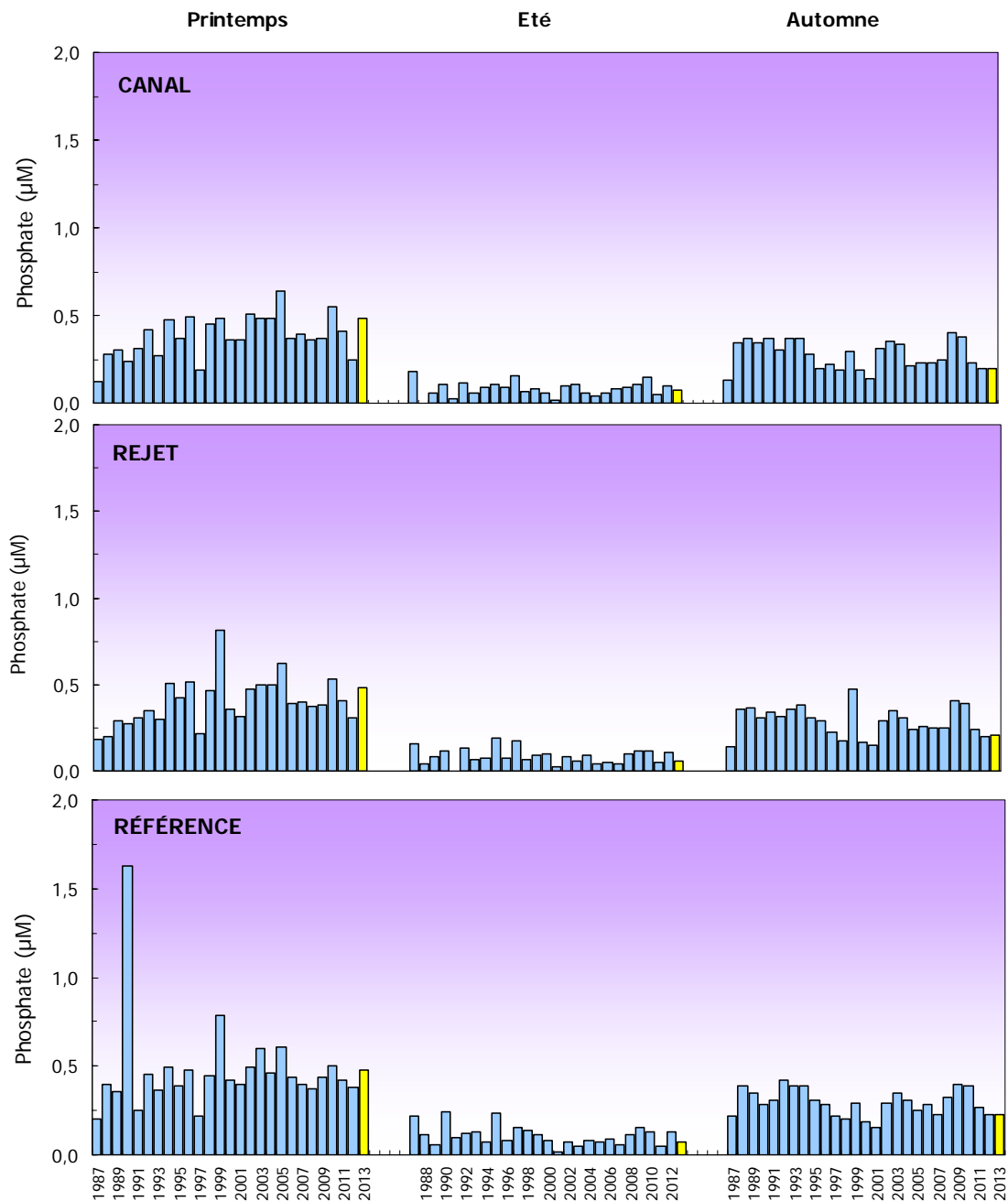


Figure 3.2.17 : Concentrations en phosphate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2013 (2013 en jaune)

Les teneurs en phosphate mesurées en 2013 sont supérieures à celles de 2012 au printemps sur les différents points de surveillance. A l'inverse, elles sont plus faibles que l'année précédente en été et égales en automne. Dans l'ensemble, les teneurs en phosphate restent dans la gamme de concentrations généralement observées dans ce secteur de la Manche.

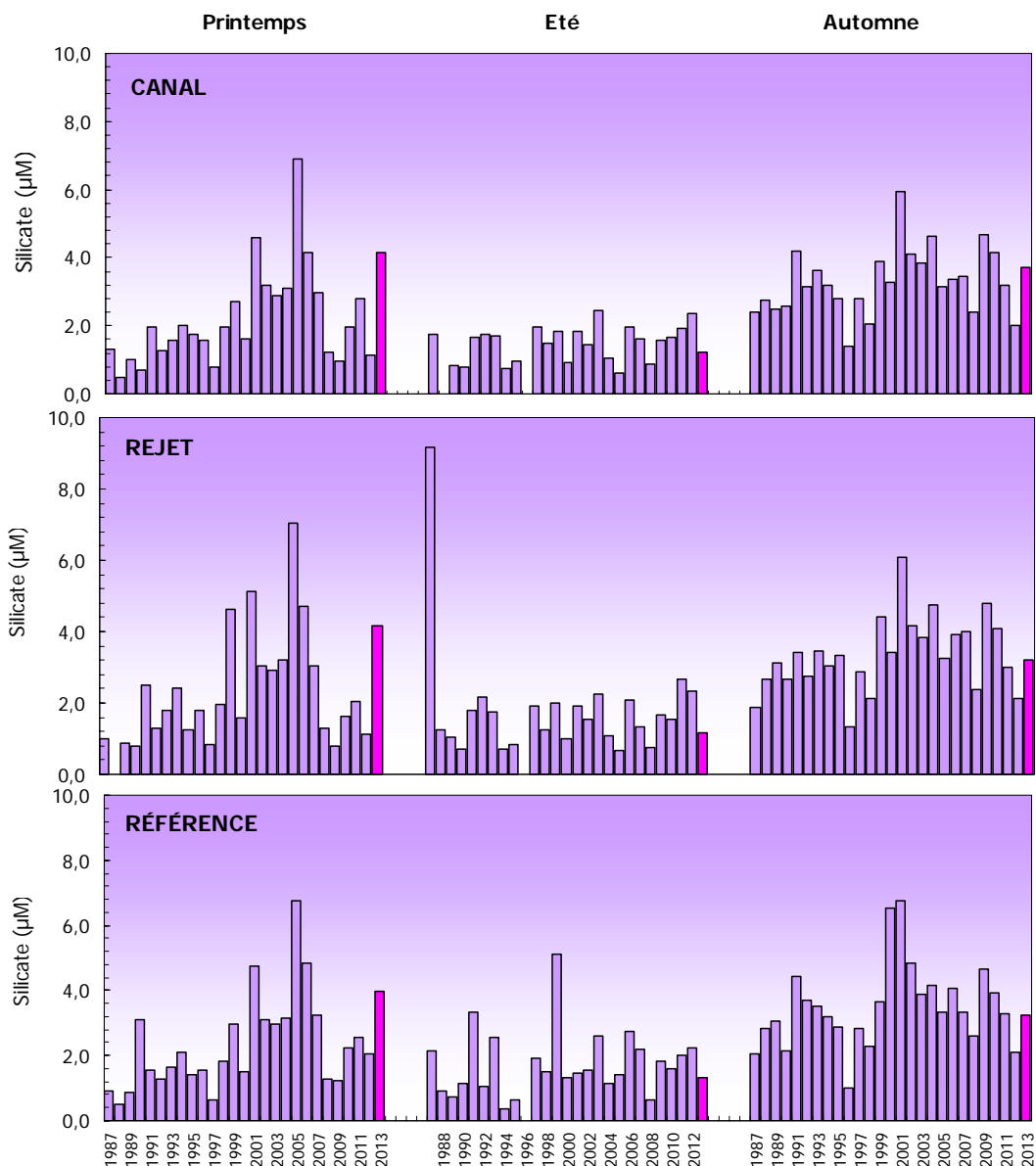


Figure 3.2.18 : Concentrations en silicate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2013 (2013 en mauve)

Les teneurs en silicate mesurées en 2013 sont supérieures à celles de 2012 au printemps et en automne sur les différents points de surveillance. A l'inverse, elles sont plus faibles que l'année précédente en été. Dans l'ensemble, les teneurs en silicate restent dans la gamme de concentrations généralement observées dans ce secteur de la Manche.

Les figures 3.2.19 présentent respectivement les distributions des teneurs en phosphate et silicate mesurées entre 1987 et 2013. Pour le phosphate, les concentrations en 2013 se situent proches des médianes pluriannuelles en été, très légèrement supérieures à ces médianes au printemps et inférieures en automne. Pour le silicate, les concentrations en 2013 se situent aussi très proches des médianes pluriannuelles en été et en automne. Elles sont par contre nettement supérieures aux médianes au printemps sur tous les points de surveillance. Les concentrations en phosphate en 2013 suivent dans l'ensemble les variations temporelles décrites par les médianes annuelles : des variations saisonnières assez classiques liées à des processus d'assimilation en

période estivale et de régénération en période automnale. Par contre, les teneurs en silicates en 2013 suivent la tendance décrite par les médianes pluriannuelles et notamment le phénomène de régénération habituellement marqué en automne. Par ailleurs, pour ces deux nutriments, le gradient côte-large n'est pas très marqué cette année.

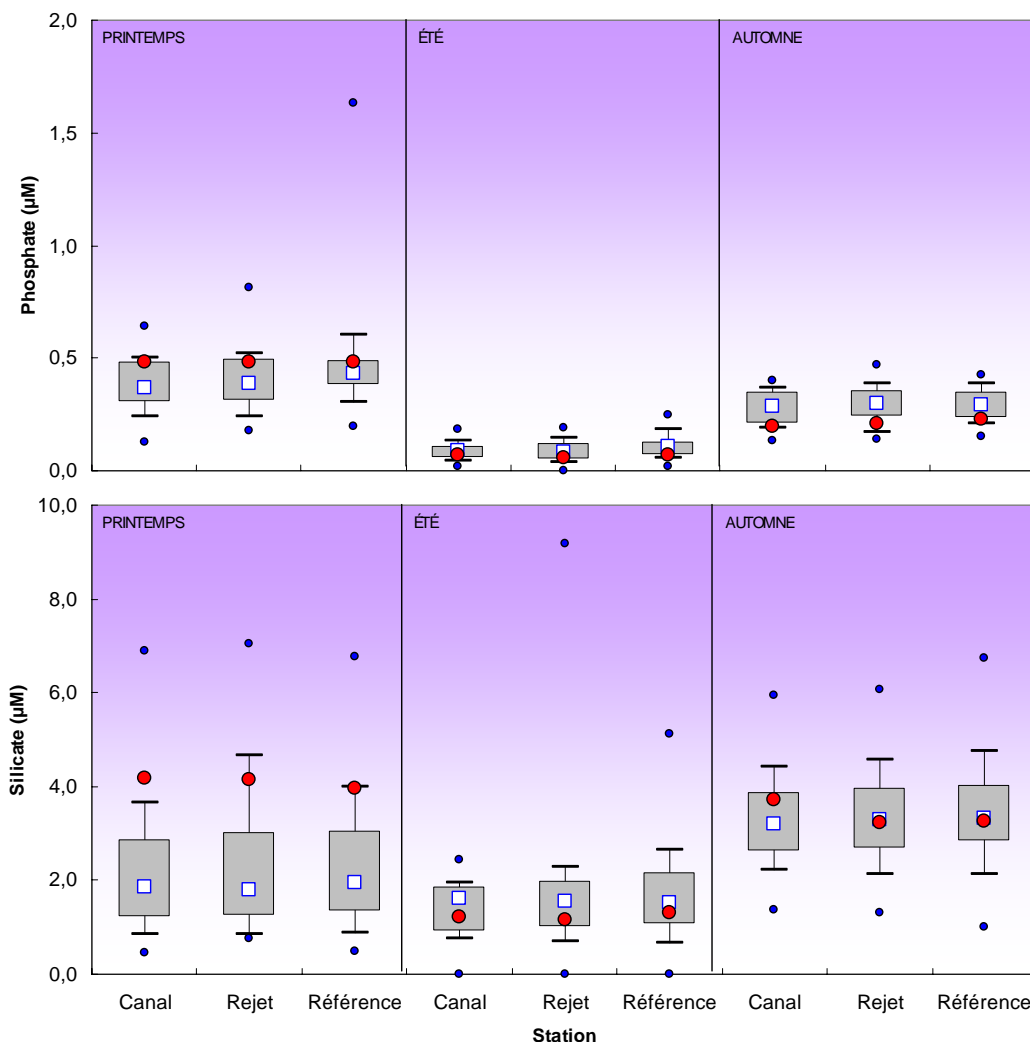


Figure 3.2.19 : Distributions des concentrations en phosphate et silicate par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┘). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

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 2013 ne modifie pas les résultats de l'étude statistique présentée l'an passé pour le phosphate.

Globalement, pour ce nutriment, la présence de différences significatives entre les points *canal* et *référence* toute l'année est certainement due au gradient côte large des teneurs. Ceci se traduit aussi pour le couple *référence/rejet*.

Pour le silicate, aucune différence significative n'est observée tout au long de l'année entre les différents points. Cette étude ne permet pas de conclure à une singularité du point *rejet* par rapport aux autres points de surveillance.

	Comparaison	Printemps		Été		Automne	
		type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée	type de test	probabilité associée
Phosphate	Canal / Rejet	Test W	0,217	Test T	0,572	Test W	0,444
	Référence / Rejet	Test W	0,033	Test W	0,000	Test W	0,096
	Canal / Référence	Test W	0,004	Test T	0,013	Test T	0,029
Silicate	Canal / Rejet	Test W	0,280	Test W	0,360	Test T	0,618
	Référence / Rejet	Test W	0,722	Test W	0,420	Test W	0,307
	Canal / Référence	Test W	0,674	Test W	0,071	Test W	0,275

(*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
(*n* = 27 pour chaque point et chaque saison)

La centrale peut toutefois 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 (Na₃PO₄). 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 dépassent 1 T an⁻¹ (1,2 T en 2010 et 2009 ; Rapport annuel de surveillance de l'environnement - EDF), avec une limite annuelle de rejet fixée à 1,475 T. Aux vues des quantités rejetées et de leur dilution dans les volumes utilisées pour le processus de refroidissement, les rejets de phosphates ne sont probablement que très peu perceptibles dans le milieu marin récepteur.

3.2.2.6. Turbidité

La mesure de la turbidité par néphélométrie a remplacé le suivi de la concentration en matières en suspension (MES) depuis la mise en application de la décision ASN n°2010-DC-0189. Bien que la turbidité ne soit une grandeur physique intrinsèque du milieu aquatique, elle permet d'apprécier l'opacité (ou la transparence) de la colonne d'eau par rapport à des étalons artificiels. Longtemps exprimées en NTU, les mesures de turbidité sont exprimées en FNU (Formazine Nephelometric Unit).

Afin de pouvoir comparer ce paramètre depuis le début de la surveillance (1987), il aurait été souhaitable de pouvoir corrélérer la mesure en MES à celle de la mesure en FNU. Cependant, cette analyse est complexe et ne peut se faire qu'avec des informations sur la distribution des salinités de surface, la mesure de densité de la masse d'eau, la distribution des sels nutritifs, la mesure de quantamètre (mesure de la quantité de lumière) et la mesure des concentrations en pigments (indice sur les différentes classes de taille des algues). La corrélation n'a donc pas pu être réalisée.

3.2.2.6.1. Variations spatiales et saisonnières de la turbidité

Les mesures de turbidité au cours du programme de surveillance 2013 ont varié de 0,49 à 1,12 FNU au point *canal*, de 0,90 à 1,49 FNU au point *rejet* et de 0,26 à 1,09 FNU au point *référence* (figure 3.2.20). Les variations spatiales et temporelles de la turbidité sont peu marquées entre les points de surveillance.

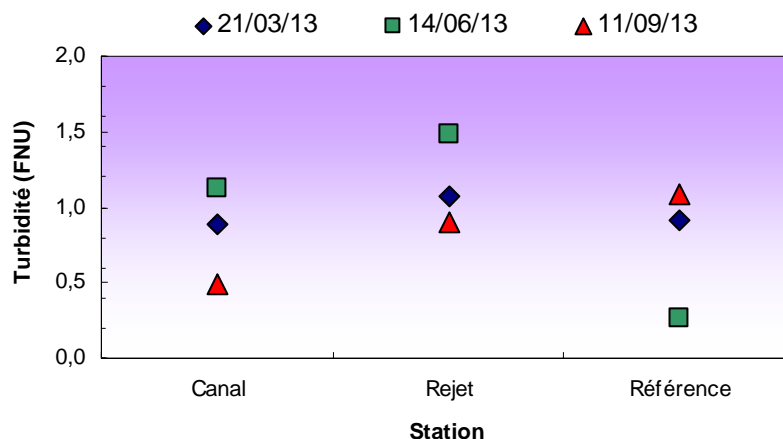


Figure 3.2.20 : Turbidité dans les eaux de surface lors des campagnes 2013

3.2.2.6.2. Variations inter-annuelles

Les variations de turbidité observées en 2013 sont présentées sur la figure 3.2.21 à titre informatif. En effet, les mesures ayant débutées en 2012, il est difficile d'effectuer des comparaisons sur cette série à court terme. Cependant les mesures de turbidité sont généralement inférieures à celles de 2012 au printemps sur toutes les stations de surveillance. Elles sont supérieures ou égales à 2012 en été et au printemps sur toutes les stations de surveillance.

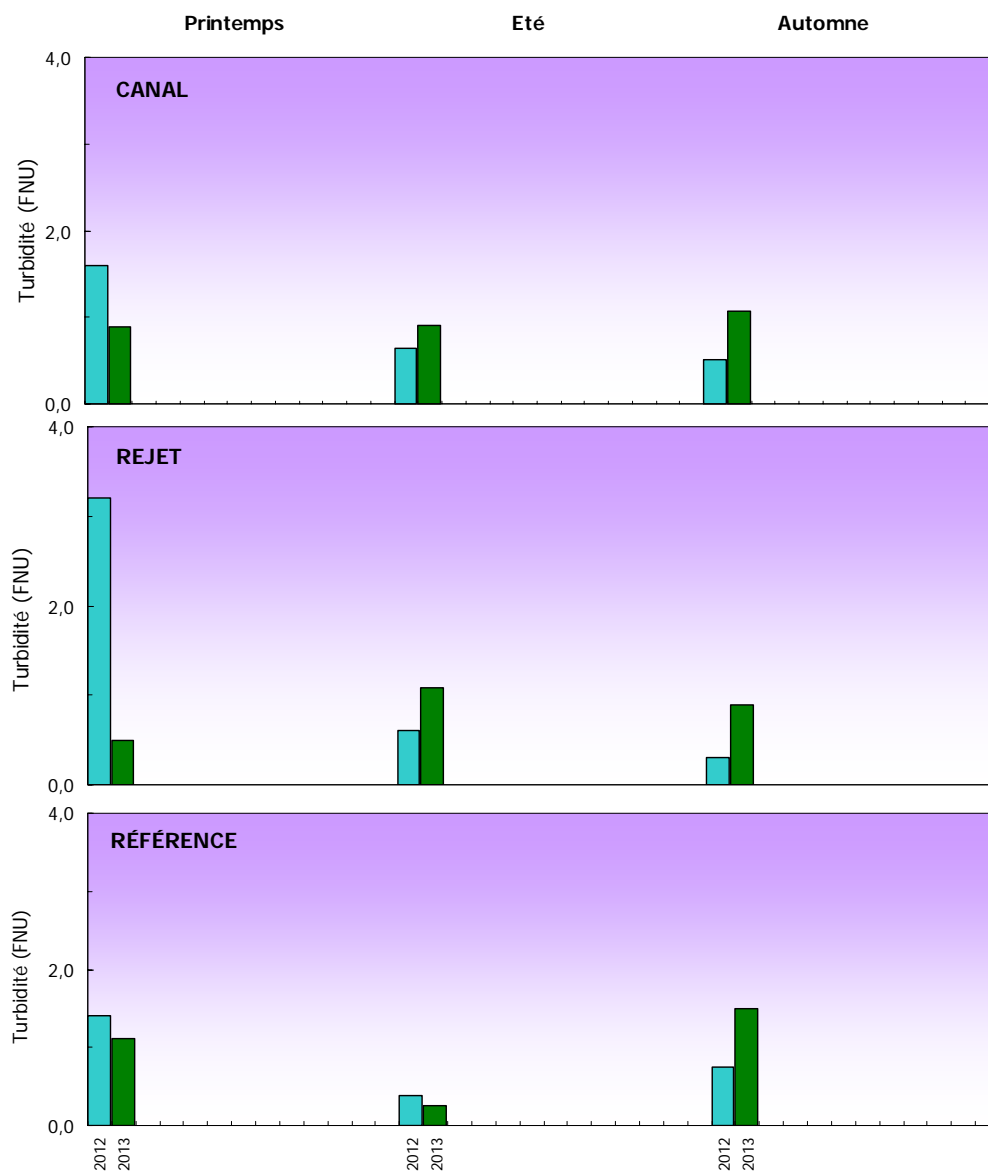


Figure 3.2.21 : Turbidité dans l'eau de surface en 2013

La figure 3.2.22 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution de turbidités mesurées en 2013. 2013 étant la deuxième année de mesure, la figure est présentée à titre informatif, mais n'apporte pas d'élément d'interprétation sur la distribution de la turbidité entre les points.

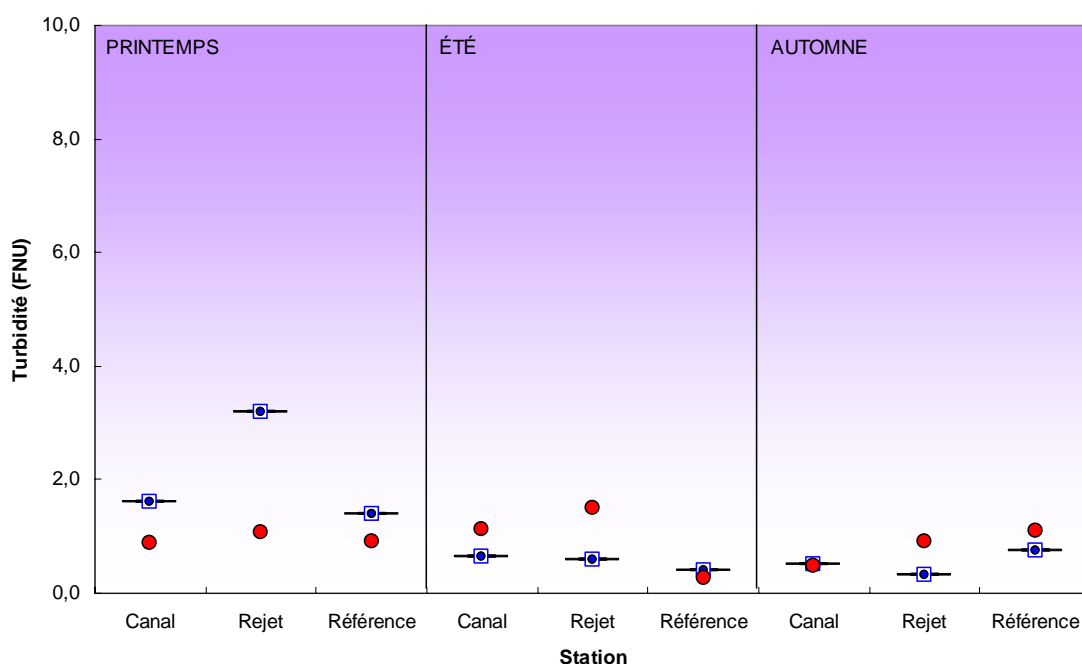


Figure 3.2.22 : Distributions de la turbidité par campagne et par point depuis 2012. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

3.2.2.5..4 Approche statistique

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

3.2.2.7. Hydrazine et éthanolamine

Suite à la parution de la décision n° 2010-DC-0189 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 7 juillet 2010 concernant les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs du CNPE de Flamanville, un suivi des concentrations en hydrazine et éthanolamine dans le milieu récepteur est réalisé. EDF a donc confié la responsabilité des prélèvements à l'Ifremer. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire Eurofins de Bordeaux.

En 2013, les concentrations en hydrazine et éthanolamine sont restées inférieures à la limite de quantification (0,1 mg/L), excepté au point *canal* en automne pour l'hydrazine (figure 3.2.23). En effet, sur ce point, la concentration en hydrazine a été de 0,2 mg/L. Le délai entre le prélèvement et l'analyse n'ayant pas été respecté, nous pouvons émettre un doute sur cette valeur.

Les concentrations restent très faibles, les rejets d'hydrazine et d'éthanolamine par la centrale sont très peu perceptibles dans le milieu récepteur.

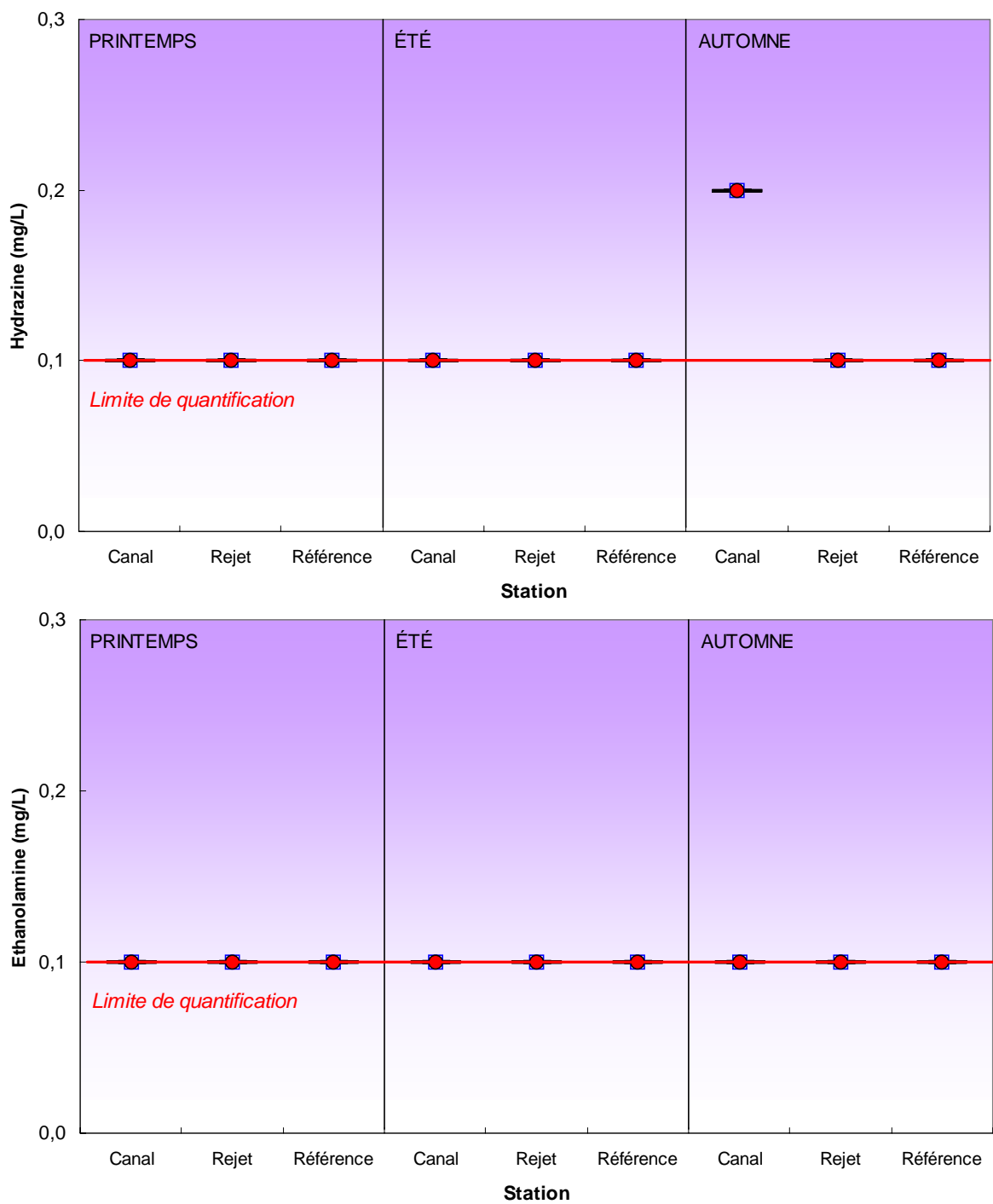


Figure 3.2.23 : Distributions des concentrations en hydrazine et éthanolamine par campagne et par point depuis 2011. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (\bullet).

3.2.3. Conclusion

Les températures d'eau de mer mesurées en 2013 ont été inférieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance à toutes les saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés en particulier en automne. Les différences de températures au niveau du point *rejet* sont significatives tout au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2013, 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 2013 ont généralement été supérieures à celles de 2012 en été et en automne sur les différentes stations de surveillance et inférieures au printemps. Les salinités 2013 sont inférieures aux valeurs médianes pluriannuelles calculées sur la période 1987-2012 au printemps. C'est le contraire en été et en automne. Les plus fortes salinités depuis le début de la période de surveillance ont été mesurées cette année au point *rejet* et *référence* en automne. Contrairement aux années passées, un faible gradient côte-large croissant entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) et celui du large (*référence*) est observé à toutes les saisons. Celui-ci est lié aux apports d'eau douce d'origine continentale. Un impact de la centrale via ses rejets d'eau douce industrielle 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 2013 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. Cette année, la campagne réalisée au printemps montre que le bloom printanier n'avait pas débuté. 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 2007.

Depuis la mise en application de la décision ASN n°2010-DC-0189, différents changements sont intervenus au niveau du protocole de surveillance. La mesure de la turbidité est venue remplacer celle des concentrations en MES. Ce paramètre a été caractérisé par une distribution spatiale très limitée. Sur le plan temporel, les turbidités se sont avérées plus importantes en été qu'aux autres saisons. Des mesures de concentrations des composés chimiques hydrazine et éthanolamine ont été effectuées aux différentes saisons sur les différents points de surveillance. Les concentrations restent très faibles, les rejets d'hydrazine et d'éthanolamine par la centrale sont très peu perceptibles dans le milieu récepteur.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2013 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

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

Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif, hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes du monde entier. Parmi les 135 espèces de *Vibrio* recensées à ce jour dont 68 sont validées, seules quelques unes sont associées à des pathologies chez l'homme. Les 12 espèces aujourd'hui considérées comme pathogènes, sont réparties en deux groupes, les vibrions dits cholériques, responsables du choléra et appartenant aux sérogroupes O1 et O139 de l'espèce *Vibrio cholerae*, et les vibrions non cholériques appartenant aux sérogroupes non-O1 et non-O139 de l'espèce *V. cholerae* et à 11 autres espèces du genre *Vibrio*. La majorité des vibrioses humaines concerne principalement quatre espèces : *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* et *V. alginolyticus* (Quilici and Robert-Pillot 2011). Les autres espèces décrites comme pathogènes sont rarement isolées (*Vibrio fluvialis*, *Vibrio hollisae* et *V. mimicus*) ou elles ne sont isolées que très ponctuellement (*V. carchariae*, *V. cincinnatiensis*, *V. damsellae*, *V. furnissii* et *V. metschnikovii*).

Les infections à vibrions sont généralement de deux types, les infections intestinales (gastroentérites) et extra-intestinales (septicémie, infections cutanées, otites). Dans la majorité des cas, ces infections sont associées à un contact direct avec de l'eau de mer ou à la consommation de produits de la mer. Elles surviennent pendant les mois les plus chauds de l'année, de mai à octobre, quand la température de l'eau de mer augmente et favorise la croissance des vibrions halophiles.

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

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

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 21 mars, 14 juin et 11 septembre. Les prélèvements ont été effectués à bord de la vedette de la SNSM par le personnel du laboratoire départemental Frank Duncombe de Caen simultanément à ceux des 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 à l'aide de blocs eutectiques ($<10^{\circ}\text{C}$) 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 ; les prélèvements s'effectuent sur le point montrant la plus grande différence thermique entre rejet et masse d'eau non impactée),
- le point *référence* (situé au large du point *rejet*).

La stratégie d'échantillonnage est présentée dans le tableau 3.3.1. Deux répliqués ont été réalisés pour le dénombrement des germes revivifiables et l'identification des vibrions halophiles.

Stations	Niveau d'échantillonnage	Germes revivifiables	Vibrions halophiles
<i>Canal</i>	Surface	2 x 1000 ml	2 x 1000 ml
<i>Rejet</i>	Surface	2 x 1000 ml	2 x 1000 ml
<i>Référence</i>	Surface	2 x 1000 ml	2 x 1000 ml

Tableau 3.3.1 : Stratégie d'échantillonnage en 2013 à chaque saison (printemps, été, automne)

3.3.1.2. Analyses microbiologiques

- Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell.

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

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

Identification et dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)

- Depuis 2006, une seule méthode de dénombrement et d'identification des vibrions halophiles a été retenue. Elle a été mise au point par l'institut Pasteur de Lille, mais appelée "Méthode EDF" dans ce rapport, elle est utilisée sur l'ensemble des centrales du bord de mer et permet ainsi la comparaison des populations de vibrions halophiles entre elles.

- La comparaison des deux méthodes (l'ancienne et celle d'EDF - Procédure Technique DRD/P77/Vib) en 2004 et 2005, a permis de mettre en évidence quelques différences dues aux méthodologies et aux milieux de culture utilisés (détection ou non à différentes stations de la même espèce), sans pour autant altérer la tendance générale (les mêmes espèces ont été identifiées cf. tableau 3.3.5).

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- Filtration de 10 mL à 1000 mL sur membrane en acétate de cellulose de porosité $0,45 \mu\text{m}$,
- Mise en culture des membranes sur le milieu TCBS (Thiosulfate, Citrate, Bile et Saccharose) à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 18 à 24 h,
- Repérage des colonies caractéristiques sur les boîtes et dénombrement des colonies par type,
- incubation 24 h à $22^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ afin d'accentuer la différenciation des colonies et permettre le développement de certaines colonies stressées.
- nouvelle lecture des boîtes, repiquage et isolement sur gélose TCBS à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 24 h pour chaque type de colonie identifié lors des 1^{ère} et 2nde lectures.
- repiquage des colonies en milieu Zobell et incubation à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 24 h,
- Identification et recherche de pathogènes : coloration de Gram, test oxydase, identification par Vitek (au mois de mars) et par la galerie Api 20^E (aux mois de juin et septembre). Si suspicion de *V.cholerae* : test d'halophilie par galerie en NaCl 0 à 10% (0, 3, 6, 8 et 10%) et test d'agglutination aux anticorps anti-O1 et anti-O139.

3.3.1.3. Analyses statistiques

Un traitement statistique a été réalisé pour les germes revivifiables (1992-2013) et pour les vibrions halophiles (2004-2013). Il permet de comparer les données enregistrées aux points *référence*, *rejet* et *canal* et ainsi de mettre en évidence d'éventuelles différences entre chacun de ces points à long terme. Pour cela, des tests de comparaisons de moyennes pour données appariées ont été utilisés. Pour chaque paramètre, un test de normalité (Shapiro-Wilk) a été réalisé au préalable. Lorsque la distribution est normale, c'est le test T de Student pour données appariées qui est utilisé. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée à l'aide du test de Wilcoxon pour données appariées.

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

3.3.2. Résultats

3.3.2.1. Récapitulatif des résultats des mesures microbiologiques pour l'année 2013

Les résultats acquis au cours des trois campagnes de mesures pour l'année 2013 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.3.2. Les valeurs retenues pour les quantités de germes revivifiables sont les moyennes des deux répliquats pour les points *canal* et *référence*. Pour le point *rejet*, de façon à apprécier l'influence maximum du CNPE, la valeur retenue est celle du plus fort réplikat.

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

		<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Référence</i>	
21 MARS	Germes revivifiables (n/mL)	362	152	148	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	1	<1	<1
		Identif. de <i>V. Halophiles</i>	Absence	Absence	Absence
14 juin	Germes revivifiables (n/mL)	1230	558	394	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	3 Va	1 Va	<1
		Identif. de <i>V. Halophiles</i>	Va	Va	Absence
11 Septembre	Germes revivifiables (n/mL)	1004	542	683	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	1709 Va + 44 Vv	31 Va+10 Vv	4 Va+ 2 Vv
		Identif. de <i>V. Halophiles</i>	Va et Vv	Va et Vv	Absence

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

Tableau 3.3.2 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2013 dans les eaux de Flamanville. Concernant les vibrions halophiles, ne sont reportées dans ce tableau que les dénombrements des souches présentant un pourcentage d'identification > 90%

3.3.2.2. Résultats en germes revivifiables sur milieu de Zobell

3.3.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières des germes revivifiables

Le nombre de germes revivifiables varie de 148 germes/mL mesurés au point *référence* au mois de mars, à 1230 germes/mL au point *canal* en juin (figure 3.3.1). Les nombres de germes revivifiables augmentent généralement du printemps vers l'automne. Néanmoins, à la station *référence*, les variations temporelles ont été très faibles. Par ailleurs au *canal*, le nombre de germes revivifiables a été plus important en été qu'en automne. Les variations spatiales sont généralement faibles, même si un gradient décroissant côte-large semble se dessiner.

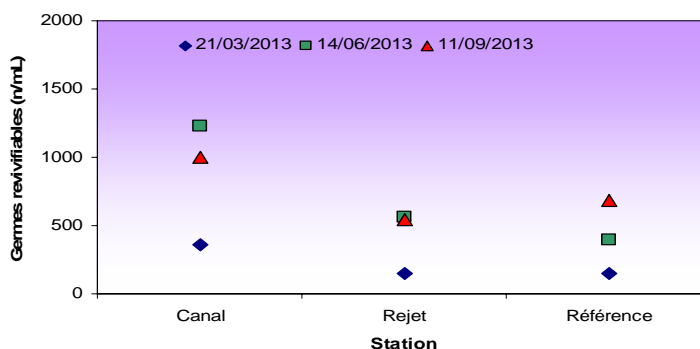


Figure 3.3.1 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL dénombrés sur milieu de Zobell en 2013

3.3.2.2.2 Variations inter-annuelles des germes revivifiables

La figure 3.3.2 présente les variations de germes revivifiables depuis 1987. Les abondances en 2013 sont généralement relativement stables comparées à celles de 2012. Toutefois, le point *canal* a présenté un pic d'abondance en été en 2013 et reste toujours supérieur aux autres stations au cours de l'année. Cette valeur reste inférieure au maximum observé en 2010.

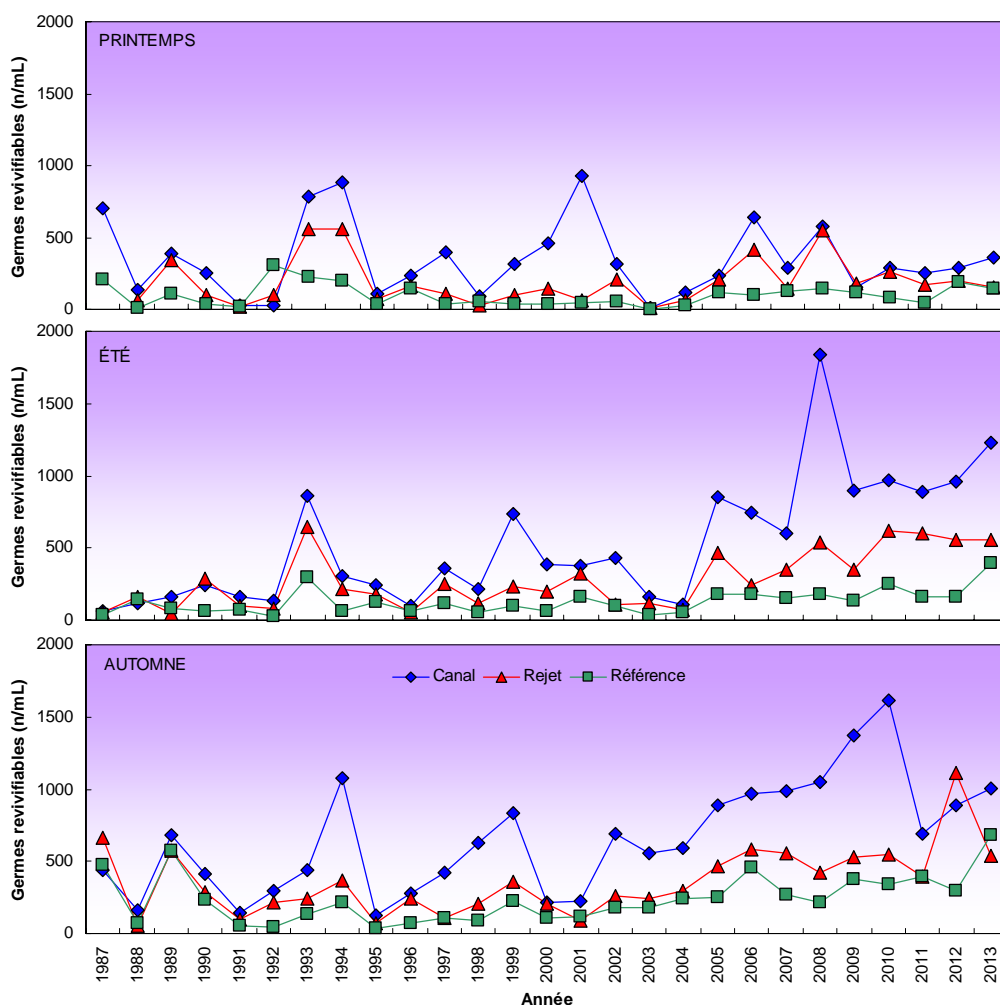


Figure 3.3.2 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL depuis 1987

A l'automne, les plus faibles valeurs ont été observées sur le point rejet. Le nombre de germes revivifiables au point *rejet*, est inférieur aux autres stations.

Finalement, l'intégration des résultats 2013 confirme la tendance observée depuis plusieurs années selon laquelle les plus fortes quantités de germes s'observent au point *canal*.

La figure 3.3.3 présente la distribution des germes revivifiables sous forme de *boîtes à moustaches*. En 2013, pendant l'été et l'automne, les valeurs de germes revivifiables sont supérieures aux valeurs médianes et pour le point *référence*, ces valeurs sont les maxima de la série. Le point *canal* présente toujours la plus forte dispersion aux différentes saisons. Les médianes pluriannuelles indiquent aussi la présence d'un gradient décroissant marqué de la côte vers le large quelle que soit la saison. La majorité des valeurs déterminées en 2013 s'inscrivent dans cette tendance à l'exception du point *référence* en automne.

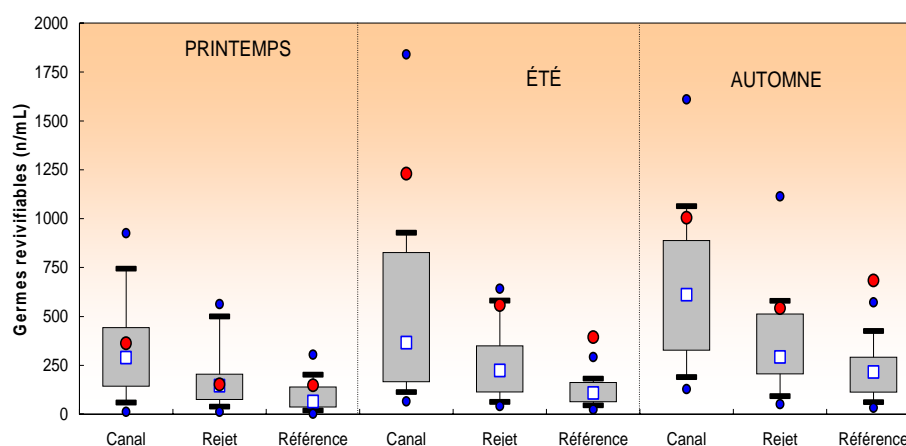


Figure 3.3.3 : Germes revivifiables (nombre par mL) dénombrés depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\perp). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 ($n = 26$ pour chaque point et chaque saison)

3.3.2.2.3 Approche statistique

Le tableau 3.3.3 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur l'abondance des germes revivifiables depuis 1987. Cette étude statistique révèle qu'il existe une différence significative entre tous les points de suivi quelque soit la saison. La concentration est plus élevée au *canal*, puis un peu moins au *rejet* et encore moins élevée au point *référence*. Le gradient côte-large entre les stations de surveillance explique vraisemblablement la présence de ces différences.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	7,56 E-04	1,58 E-04	9,54 E-06
Référence / Rejet	1,22 E-03	5,66 E-06	8,80 E-04
Canal / Référence	3,98 E-05	9,57 E-06	6,64 E-06

Tous les tests statistiques sont significatifs (p -value $< 0,05$)

Tableau 3.3.3 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell
En rouge, résultat avec test de Wilcoxon, en noir test de Student

référence) décroissant est observé en automne. Le caractère côtier de la masse d'eau proche du canal d'aménée 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 aux bactéries.

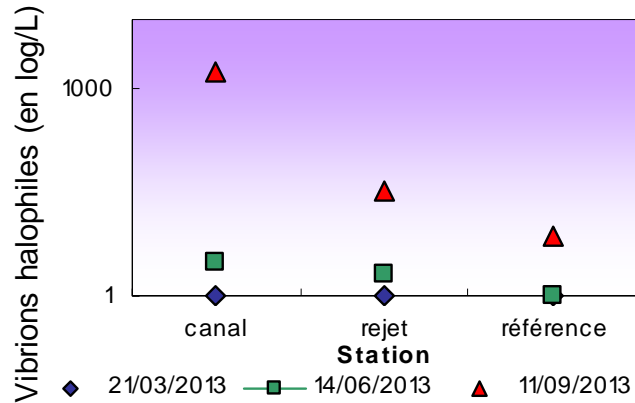


Figure 3.3.4: Dénombrement des vibrions halophiles totaux en 2013
Abondance relative pour les isolats identifiés

L'abondance relative de l'espèce i (AR_i) est calculée de la manière suivante :

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

A_i : abondance de l'espèce i
 A_{total} : abondance totale

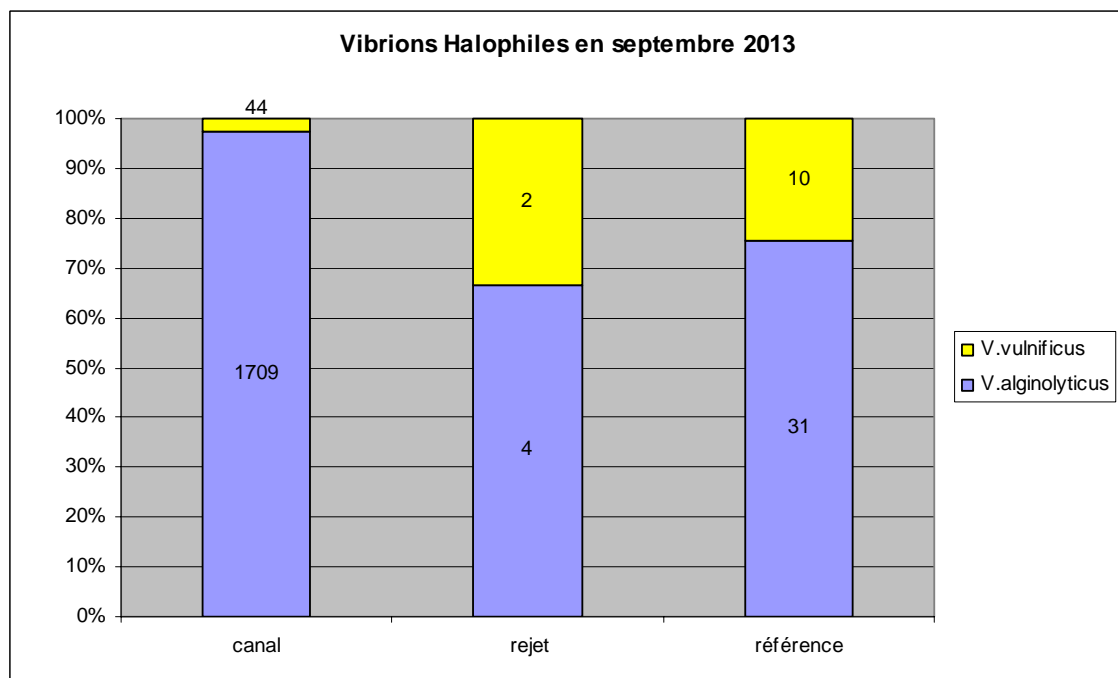


Figure 3.3.5 : Pourcentage des Vibrions alginolyticus et V. vulnificus au mois de septembre 2013

V. alginolyticus et *V. vulnificus* ont été identifiées en 2013.

Vibrio vulnificus a été identifié sur les trois points mais seulement en automne.

3.3.2.3.3 Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles sont réalisés sur les échantillons des eaux proches de la centrale de Flamanville depuis 2004 selon la méthode EDF. Les résultats de l'étude statistique sont présentés dans le tableau 3.3.5. En 2013, cette étude statistique révèle l'absence d'une différence significative en nombre de germes vibrions halophiles totaux entre les différents points toute l'année.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,1126	0,2705	0,0780
Référence / Rejet	0,1003	0,1366	0,0998
Canal / Référence	0,0515	0,2624	0,0789

Les différences ne sont pas significatives ($p > 0,05$)

Tableau 3.3.5 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les vibrions halophiles

3.3.3. Conclusion

Le nombre de germes revivifiables observé au printemps 2013 est dans la même gamme des valeurs observées lors des années précédentes. Pendant l'été, une différence est apparue pour les points *canal* et *référence*. A l'automne, le nombre de germes revivifiables au point *référence* a été supérieur à celui du point *rejet*, ce qui ne se produit pas d'habitude.

Les vibrions halophiles sont présents sur l'ensemble des points échantillonnés et sur toute la période. Aucune différence significative n'est observée entre les stations au regard des abondances en vibrions halophiles pour les trois saisons.

L'identification des vibrions halophiles confirme la présence et la dominance de l'espèce *Vibrio alginolyticus* parmi les souches cultivables à 37°C dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette espèce a été identifiée à chaque sortie au point *canal*. En 2013, l'espèce *Vibrio vulnificus* a, de nouveau, été identifiée en automne sur l'ensemble des points de surveillance dans les eaux proches de la centrale.

Vibrio cholerae n'a pas été identifiée à proximité du site de Flamanville en 2013.

L'étude de l'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique n'a pas mis en évidence de modification significative du milieu pour ces paramètres, liée à l'activité du CNPE de Flamanville.

3.4. Phytoplancton

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

Les paramètres photosynthétiques d'une communauté phytoplanctonique dépendent de la quantité et 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 *chlorophylle a*, présente chez tous les organismes autotrophes, est un bon estimateur de la biomasse phytoplanctonique. La *production primaire* représente la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* et permet également d'estimer l'état physiologique de ce peuplement. L'*abondance cellulaire de chaque espèce* permet de caractériser quant à elle la structure et la diversité des communautés phytoplanctoniques.

A l'aide des paramètres précités, ce chapitre présente les résultats quantitatifs et qualitatifs obtenus sur les peuplements phytoplanctoniques lors des trois campagnes de surveillance réalisées en 2013.

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 45). Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour les points *canal*, *rejet* et *référence*. A chaque point de prélèvement, trois réplicas sont réalisés pour la production primaire.

3.4.1.1. Mesure de la chlorophylle et de la production primaire

Chlorophylle a

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée suivant la méthode spectrophotométrique monochromatique de Lorenzen (1967). Un échantillon d'un litre est filtré immédiatement 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 des pigments chlorophylliens se fait dans 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 fluorimètre modulé (Pulse amplitude Modulated –PAM- Walz) permet de mesurer des variations de fluorescence au niveau du photosystème II des cellules phytoplanctoniques et de déterminer ainsi la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* (Falkowski et Raven, 2007 ; Sakshaug et al., 1997). Cette méthode permet également d'évaluer l'état physiologique des cellules phytoplanctoniques constitutives de ce peuplement. Le transfert d'énergie au niveau de l'appareil photosynthétique (photosystème II) des cellules phytoplanctoniques peut être altéré lorsque les cellules subissent un stress environnemental comme par exemple une limitation en sels nutritifs ou lorsqu'elles sont exposées à de fortes radiations lumineuses.

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, l'essentiel étant utilisé dans les processus photochimiques qui mènent à la production de matière organique par la cellule. Une part beaucoup faible de l'énergie est enfin dissipée sous forme de chaleur.

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

Pour chaque point de suivi, sont ainsi obtenues expérimentalement des courbes construites avec les rapports de fluorescence en fonction de l'intensité lumineuse. Ce nuage de points est ensuite ajusté mathématiquement par un modèle (modèle de Webb), afin de déterminer les paramètres photosynthétiques caractéristiques :

- $rETR$ représente le taux de transport des électrons (Electron transport rate – ETR) au niveau du photosystème PSII.
- $rETR_{max}$ correspond à la capacité maximale de production de l'échantillon.
- $Y_{max}(F_m - F_o)/F_m$, ou l'efficacité quantique maximale du PSII, correspond à 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 systématique du phytoplancton

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

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 2013 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.

3.4.1.4. Analyses statistiques

Un traitement statistique a été réalisé pour les concentrations en chlorophylle a, les abondance totales pour les périodes 1987-2013 et pour les paramètres photosynthétiques (i.e. $rETR$ et Y_{max}) entre 2007 et 2013. Il permet de comparer les données enregistrées aux points Référence, Rejet et Canal et ainsi de mettre en évidence d'éventuelles différences significatives entre chacun de ces points à long terme. Pour cela, des tests de comparaisons de moyennes pour données appariées ont été utilisés. Pour chaque paramètre, le choix du test

statistique le plus approprié est conditionné par l'étude de la distribution de la différence entre les valeurs prises au point A et celles prises au point B. L'étude de cette distribution est réalisée à l'aide du test de Shapiro-Wilks. Lorsque la distribution est normale, c'est le test T de Student pour données appariées qui est utilisé. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée à l'aide du test de Wilcoxon pour données appariées.

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

3.4.2. Résultats

Les résultats obtenus en 2013 sont donnés par le tableau 3.4.1.

		CANAL	REJET	REFERENCE
21-mars	<i>Chlorophylle a</i> (µg/L)	0.91	0.96	1.44
	<i>Phéopigments</i> (µg/L)	0.21	0.19	0.19
	<i>rETR</i> (unités relatives)	165	185	185
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	12700	26000	16500
14-juin	<i>Chlorophylle a</i> (µg/L)	1.82	2.51	1.21
	<i>Phéopigments</i> (µg/L)	0.51	0.57	0.08
	<i>rETR</i> (unités relatives)	249	218	179
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	191400	235600	115000
11-sept.	<i>Chlorophylle a</i> (µg/L)	1.24	1.41	0.76
	<i>Phéopigments</i> (µg/L)	0.22	0.59	0.25
	<i>rETR</i> (unités relatives)	214	160	160
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	8.0E+04	173000	44100

Tableau 3.4.1 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques au droit du CNPE de Flamanville en 2013

3.4.2.1. Biomasse chlorophyllienne

3.4.2.1.1 Variations spatiales et saisonnières de la chlorophylle

Au cours de l'année 2013, les valeurs de chlorophylle *a* sont restées relativement faibles tout au long de l'année variant de 0,76 µg/L au point *référence* en septembre à 2,51 µg/L au point *rejet* en juin (Tableau 3.4.1). Au mois de mars, la concentration en chlorophylle est plus élevée sur le

point *référence* (i.e. 1,44 µg/L). En juin et septembre les valeurs maximales sont enregistrées sur le point *rejet* (Figure 3.4.1). La variabilité spatiale est cependant très limitée au cours de l'année 2013. Les concentrations maximales en chlorophylle *a* ont été observées au cours de la période estivale.

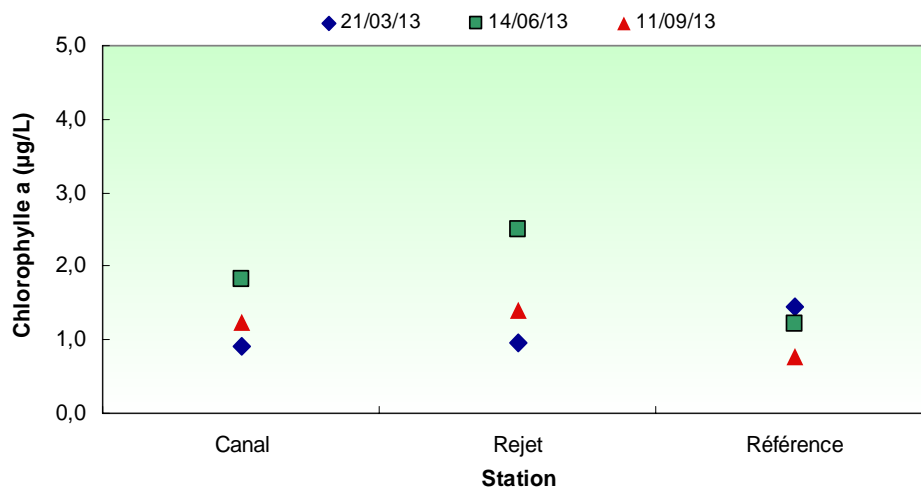


Figure 3.4.1 : Concentrations en chlorophylle *a* mesurées sur les trois stations en surface lors des trois campagnes de surveillance 2013

3.4.2.1..2 Variations inter-annuelles

Le printemps 2013 a été caractérisé par des concentrations en Chlorophylle *a* plus faibles que celles généralement observées depuis 1987 à cette période en particulier sur les points *canal* et *rejet* (Figure 3.4.2). Les valeurs mesurées en été sur les points les plus côtiers, *canal* et *rejet*, sont supérieures aux valeurs observées en 2011 et 2012 au cours de cette même période. Concernant la période automnale, les valeurs mesurées en 2013 sont dans la gamme de valeurs généralement observées sur cette zone à cette période.

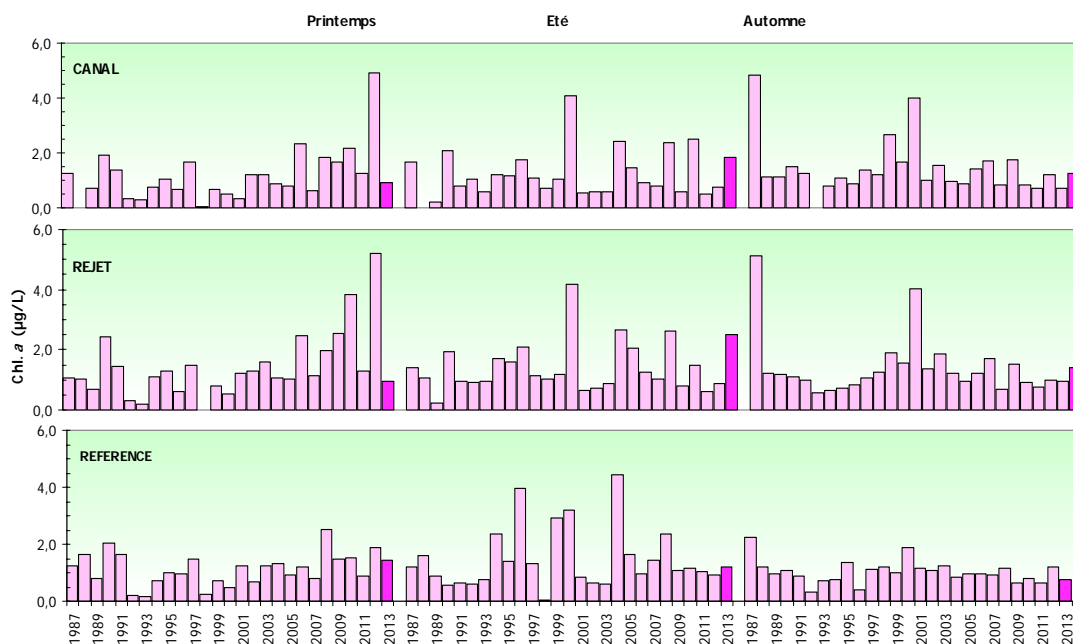


Figure 3.4.2 : Évolution des concentrations en chlorophylle *a* mesurées de 1987 à 2013 sur les trois stations et au cours des trois campagnes (2013 en rose foncé)

Au printemps 2013 les valeurs de chlorophylle *a* sont restées néanmoins proches des médianes pluriannuelles (Figure 3.4.3.). Au cours de l'été, alors que les valeurs sur le point *référence* sont restées très proches des médianes pluriannuelles, les concentrations en chlorophylle *a* enregistrées sur les points *canal* et *rejet* sont supérieures aux médianes pluriannuelles. Ces résultats suggèrent l'apparition d'un bloom tardif au cours de l'été 2013 sur la zone proche du CNPE de Flamanville. Au cours de l'automne 2013, les concentrations en chlorophylle *a* mesurées en 2013 sont proches des médianes pluriannuelles.

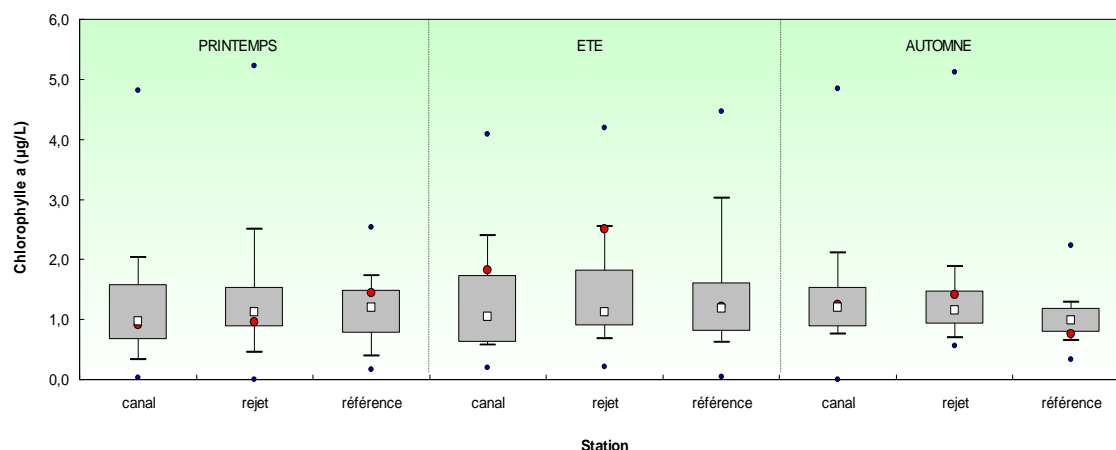


Figure 3.4.3 : Évolution de la concentration en chlorophylle *a* ($\mu\text{g/L}$) et dispersion des valeurs au cours de la période 1987 à 2013 (2013 en rouge)

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 2 autres points. Cette différence peut être expliquée par l'existence d'un gradient côte large plus marqué à cette saison avec une biomasse phytoplanctonique plus élevée à la côte (points *canal* et *rejet*) qu'au large (point *référence*) en automne. Au printemps et en été, une différence significative est observée entre le point *canal* et le point *rejet*.

	Printemps		Été		Automne	
	test	p-value	test	p-value	test	p-value
Référence / Rejet	W	0,1783	t	0,7449	t	0,0106*
Référence / Canal	t	0,5264	W	0,2427	t	0,0084*
Rejet / Canal	t	0,0271*	t	0,0160*	W	0,7823

*Différence significative (p-value <0,05) – Test de Wicoxon – « W »; test t de Student – « t ».

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

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 2013 (Fig. 3.4.5) peuvent ainsi être replacées dans ces données 'moyennes' de distribution 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 pauvres en phytoplancton. 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.

La comparaison des images obtenues en 2013 par rapport aux moyennes mensuelles calculées sur la période 1998-2007, confirme la présence d'un bloom phytoplanctonique tardif sur la côte ouest du Cotentin (figure 3.4.5). En effet les valeurs maximales de chlorophylle *a* ont seulement été observées au mois de juin 2013, alors qu'une augmentation notable des concentrations est habituellement observée dès le mois d'avril (cf. Figure 3.4.4.). Les images obtenues au cours des périodes estivales et automnales, sont quant à elles, conformes à ce qui est généralement observé sur la zone.

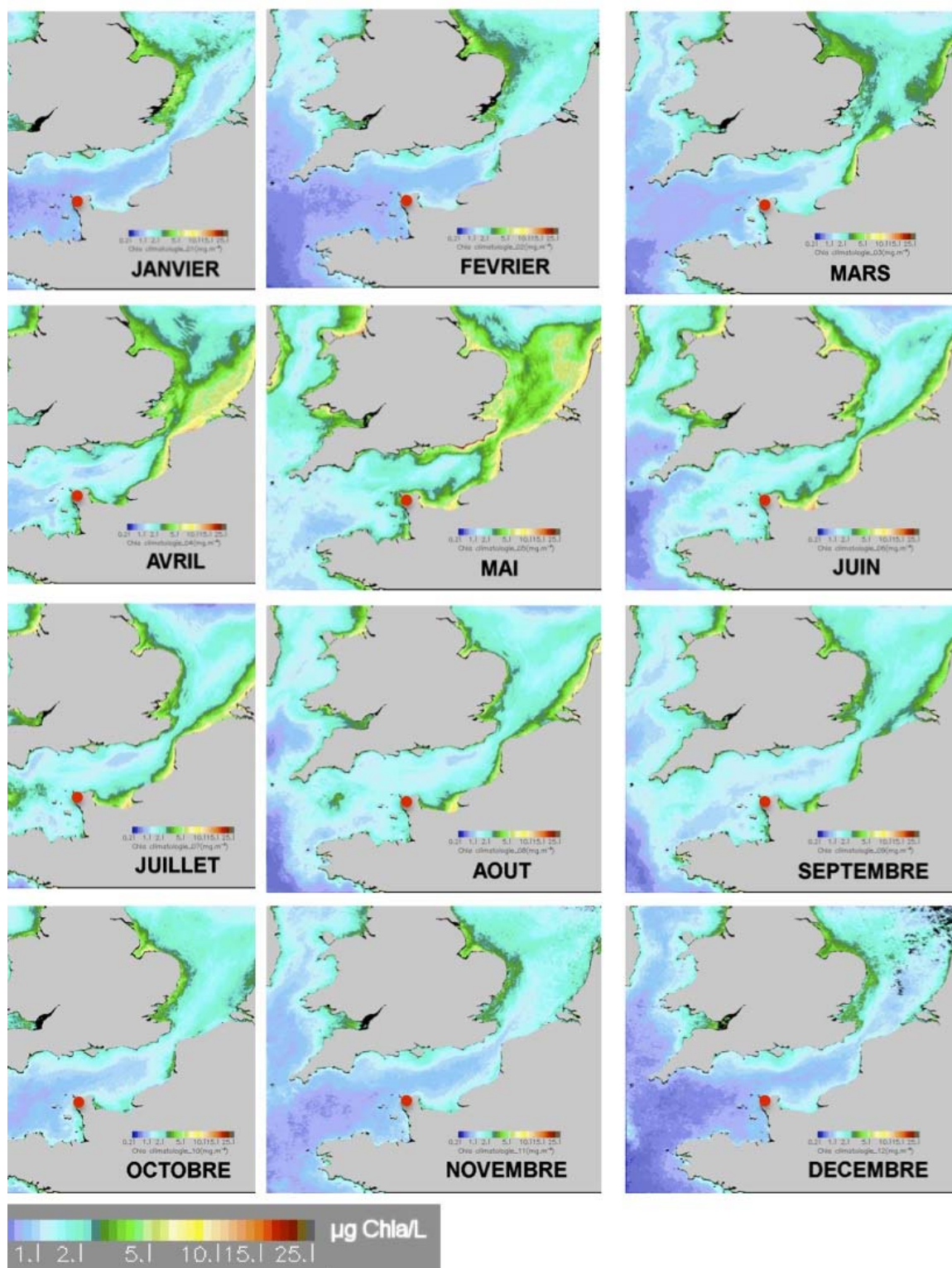


Figure 3.4.4 : Distribution mensuelle de la chlorophylle a en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer. Le point rouge indique le CNPE de Flamanville.

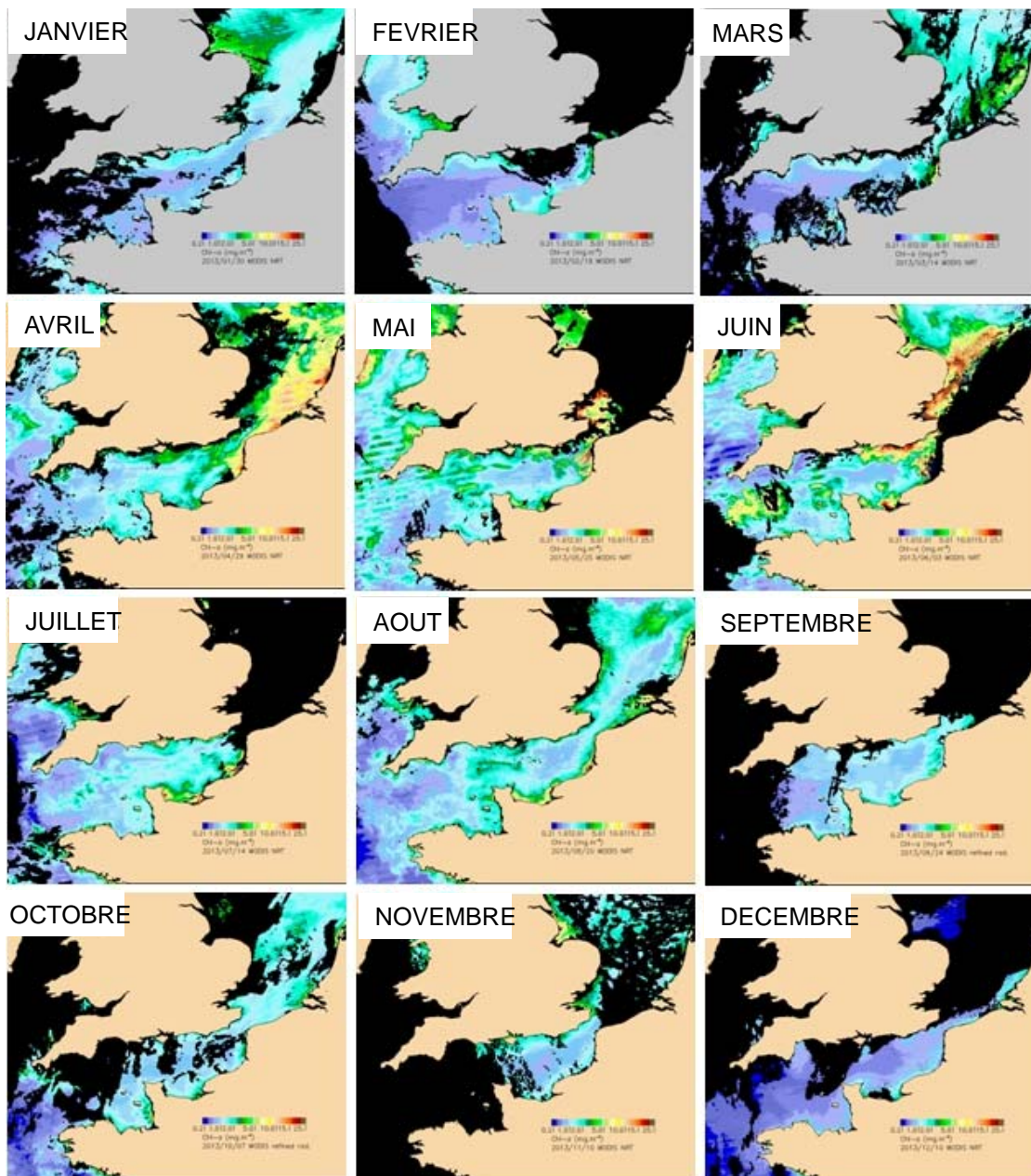


Figure 3.4.5 : Série d'images 2013 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour obtenir les concentrations en chlorophylle a (Ifremer).

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 2013 ainsi que le gradient spatial observé entre les points d'échantillonnage. L'efficacité quantique maximale (Y_{\max}) renseigne également sur l'état physiologique du peuplement. Une valeur de $Y_{\max} \geq 0,6$ indique un très bon état ; $Y_{\max} = 0,5$ bon état ; $Y_{\max} = 0,4$ à $0,3$ moyen à mauvais et un $Y_{\max} < 0,3$ met en évidence un mauvais à très mauvais état physiologique des cellules.

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

Les valeurs de production primaire potentielle (rETR) mesurées en 2013 sont comprises entre 160 en septembre sur le point *référence* et 249 en juin sur le point *canal* (figure 3.4.6).

En mars les valeurs de rETR sont faibles sur les 3 points variant entre 165 au point *canal* et 185 sur les points *rejet* et *référence*. A cette période, la variabilité spatiale est très peu marquée. En été et automne, les valeurs sont plus élevées qu'au printemps et un gradient décroissant de la côte vers le large est observé au cours de ces deux saisons. En effet, en juin et septembre, les valeurs maximales sont enregistrées sur le point le plus côtier (i.e. point *canal*) avec respectivement 249 et 214 et diminuent en direction du large pour atteindre 179 et 160 sur le point référence en été et en automne respectivement.

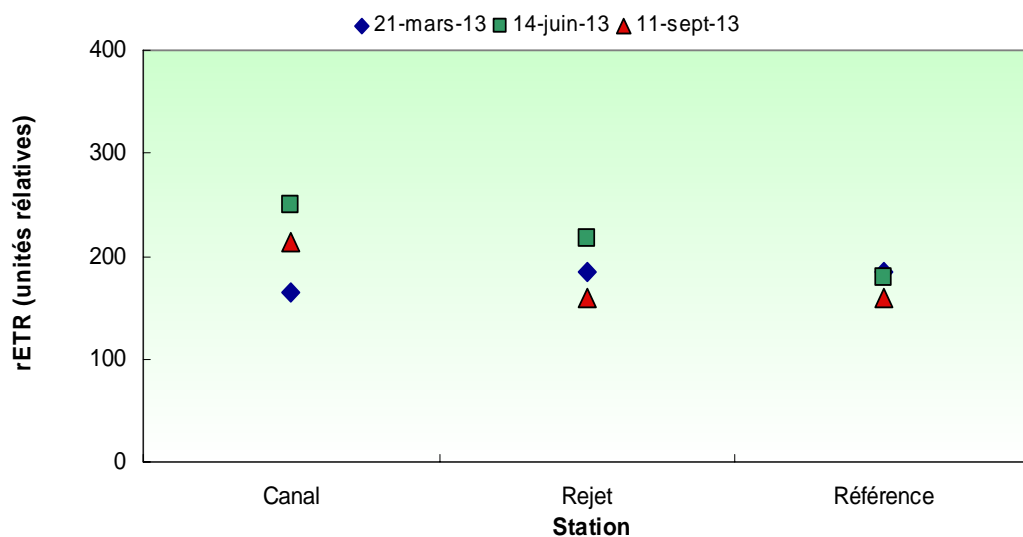


Figure 3.4.6 : Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2013

3.4.2.2.2 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 3.4.3. Aucune différence significative n'est observée entre les points pour les valeurs de rETR aux trois périodes d'échantillonnage.

	Printemps		Eté		Automne	
	test	p-value	test	p-value	test	p-value
Référence / Rejet	W	0,4017	W	0,4017	W	0,4451
Référence / Canal	W	0,3750	W	0,3750	W	0,4847
Rejet / Canal	W	0,7995	W	0,9375	W	0,9375

*Différence significative (p-value <0,05) – Test de Wicoxon – « W »; test t de Student – « t ».

Tableau 3.4.3 : « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de rETR

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

Les valeurs de l'efficacité quantique mesurées en 2013 sont toutes supérieures à 0,60 ce qui traduit un bon état physiologique des communautés phytoplanctoniques sur l'ensemble de la zone et au cours des différentes périodes d'étude (figure 3.4.7). Au printemps, Y_{max} varie entre 0,62 au point *canal* et 0,71 sur le point *rejet*. En été les valeurs s'échelonnent entre 0,63 au canal et 0,70 au rejet. Il est intéressant de noter, que les plus fortes valeurs sont observées sur le point *rejet* au printemps et en été traduisant un bon état physiologique des cellules sur ce point, et suggérant le faible impact du rejet sur les conditions physiologiques des communautés phytoplanctoniques. En septembre les valeurs maximales sont observées sur le point *référence* avec 0,80. La valeur minimale mesurée au point canal au cours de cette même période reste cependant très élevée (i.e. >0,6), traduisant du bon état physiologique sur ce point en automne.

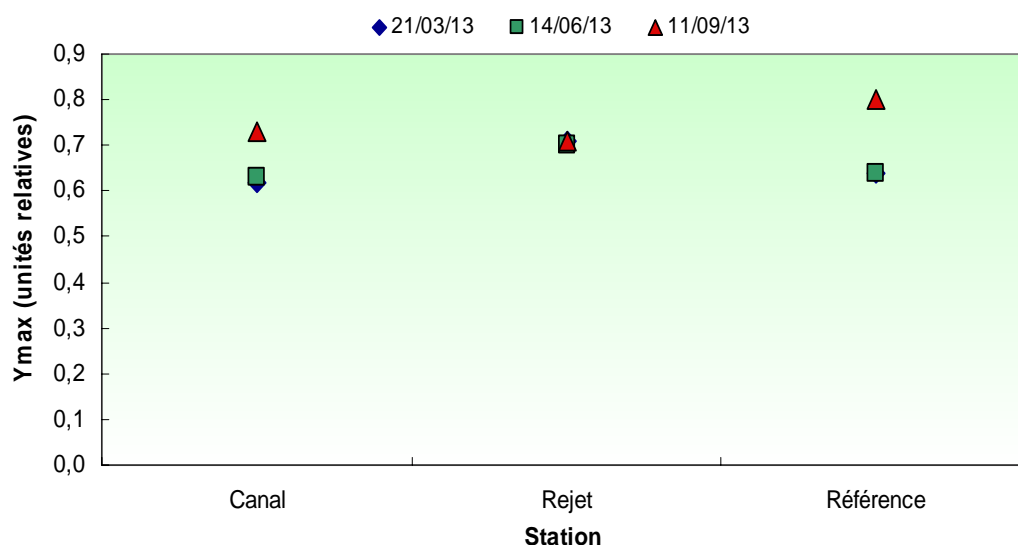


Figure 3.4.7 : Évolution des valeurs d'efficacité quantique (Y_{max}) lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2013

Pendant longtemps il a été admis que d'une part, le passage des cellules phytoplanctoniques à l'intérieur des échangeurs et d'autre part la chloration, produisait 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 très proches à celles des autres points (figure 3.4.8). 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.

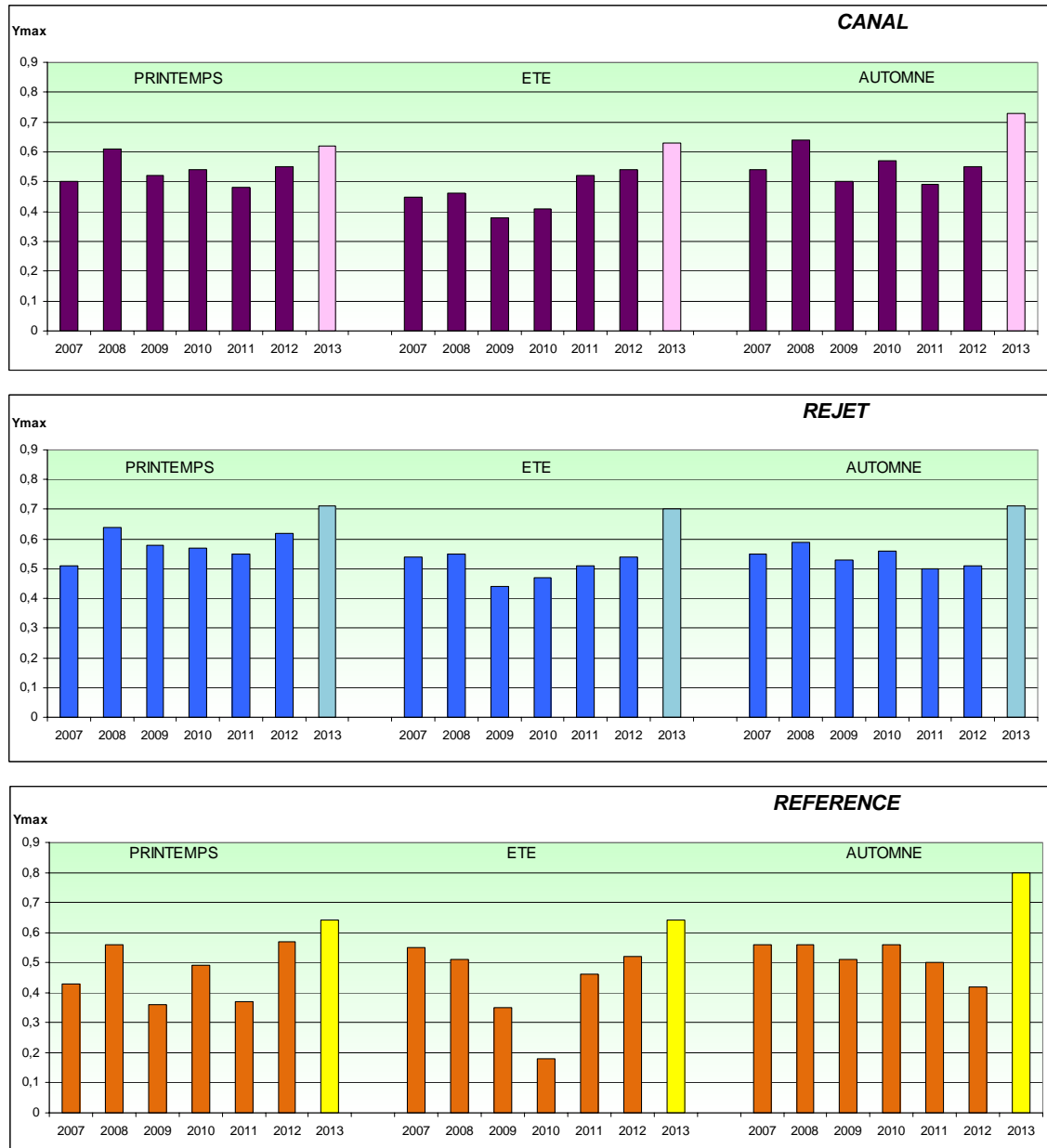


Figure 3.4.8 : Évolution des valeurs de Y_{max} de 2007 à 2013

Les valeurs mesurées en 2013 sur l'ensemble de la zone sont supérieures à celles observées les années précédentes, pour tous les points d'échantillonnage et à toutes les périodes d'étude.

3.4.2.2.4 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 3.4.4. Les valeurs de Y_{max} sont systématiquement plus élevées au printemps sur le point *rejet* par rapport aux deux autres points échantillonnés. En été, une différence significative est observée entre les points *référence* et *rejet*. En revanche, aucune différence significative n'est observée entre les points en automne.

	Printemps		Été		Automne	
	test	p-value	test	p-value	test	p-value
Référence / Rejet	t	0,00428 *	W	0,03125*	W	0,78740
Référence / Canal	W	0,07813	W	0,68750	W	1,0000
Rejet / Canal	W	0,01563 *	W	0,05778	W	0,55340

*Différence significative (p-value <0,05) – Test de Wicoxon – « W »; test t de Student – « t ».

Tableau 3.4.4 : « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de Y_{max}

3.4.2.3. Microphytoplancton

3.4.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières du microphytoplancton

Les dénombrements microphytoplanctoniques effectués en 2013 sont présentés en figure 3.4.9. Ils sont exprimés en nombre de cellules par litre d'eau de mer.

En 2013, les plus fortes abondances ont été mesurées en juin sur les 3 points, avec des valeurs variant entre $1,15 \times 10^5$ et $2,35 \times 10^5$ Cell/L au point *référence* et au point *rejet* respectivement. Au printemps les concentrations cellulaires étaient relativement faibles sur l'ensemble de la zone variant entre $1,27 \times 10^4$ Cell/L sur le point *canal* et $2,6 \times 10^4$ Cell/L sur le point *rejet*. En automne les valeurs restent assez élevées sur le point *canal* avec $1,73 \times 10^5$ Cell/L.

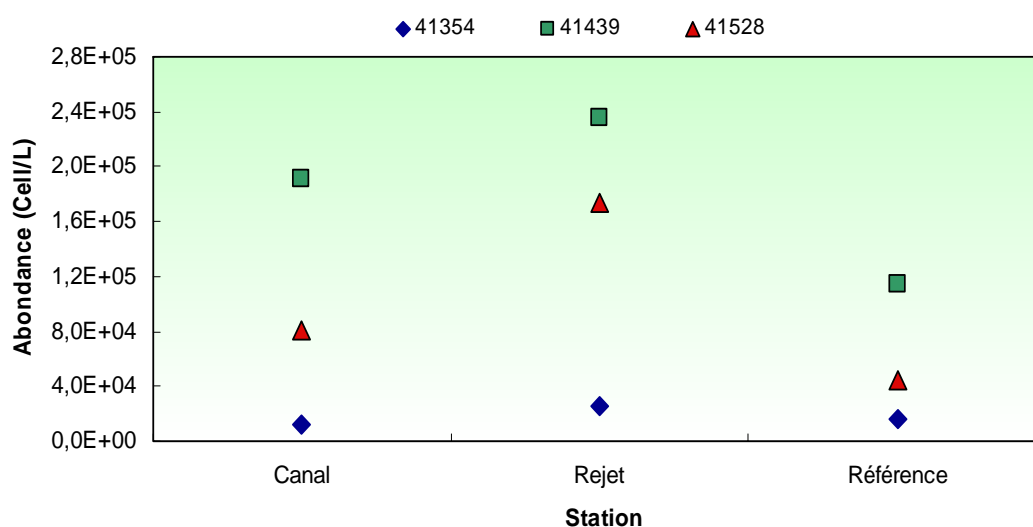


Figure 3.4.9 : Abondances microphytoplanctoniques pour l'année 2013 en nombre de cellules/L au cours des trois périodes d'échantillonnage et sur les trois stations

3.4.2.3.2 Variations inter-annuelles

Les abondances observées en 2013 sont, généralement dans la gamme des valeurs moyennes observées sur les 3 points d'échantillonnage depuis 1987 (figure 3.4.10). Il est cependant possible de noter les très faibles abondances totales observées sur le point *canal* au cours du mois de mars 2013, qui correspondent à la deuxième valeur la plus basse de la série mesurées sur ce point et à cette période.

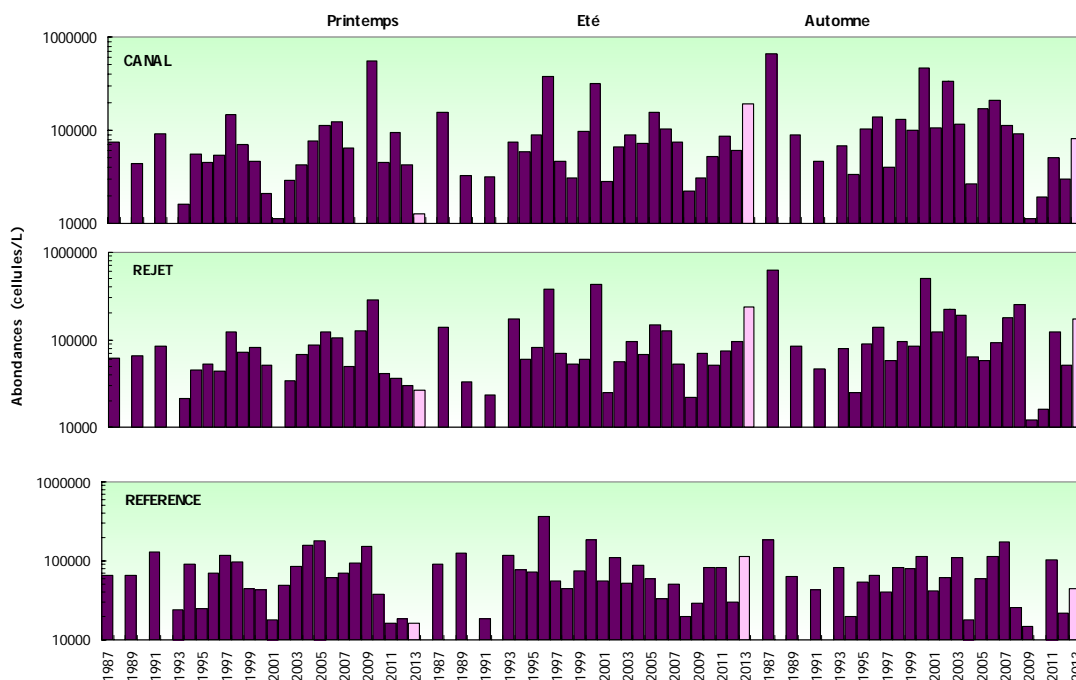


Figure 3.4.10 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2013 (2013 en rose pâle)

En 2013, les abondances phytoplanctoniques maximales ont été enregistrées au mois de juin sur les 3 points (figure 3.4.9). Ces valeurs sont, pour les trois points, au-dessus de la médiane pluriannuelle et se situent dans la gamme haute des valeurs enregistrées sur ces points pendant la période estivale. Le printemps 2013 se caractérise par de faibles abondances phytoplanctoniques sur l'ensemble de la zone. Les valeurs mesurées au cours de cette période sont proches des valeurs minimales observées depuis le début du suivi. A l'exception du point rejet où les abondances totales mesurées en 2013 sont supérieures à la médiane interannuelle, les abondances phytoplanctoniques mesurées au cours de l'automne 2013 sont restées très proches des médianes interannuelles.

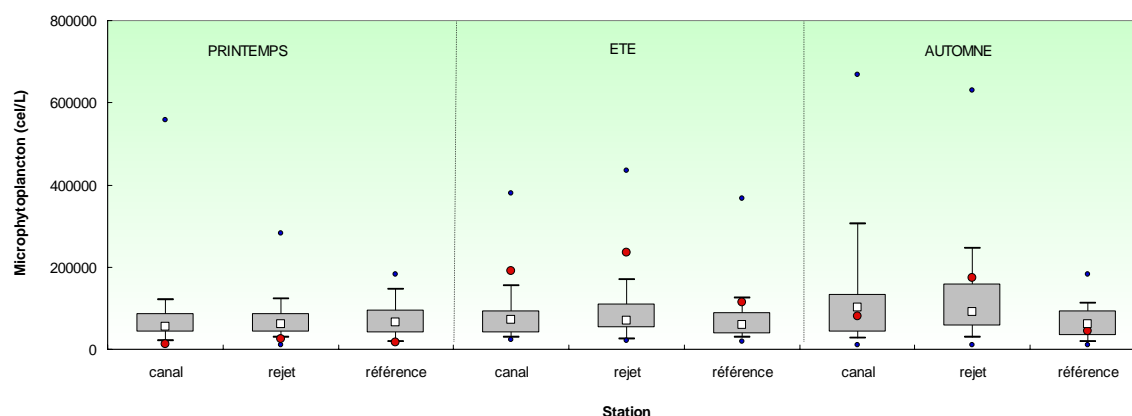


Figure 3.4.11 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2013. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

La succession des assemblages phytoplanctoniques est gouvernée principalement par la variabilité saisonnière. La croissance cellulaire du phytoplancton peut être limitée par deux principaux types de facteurs l'un physique l'autre nutritionnel. Les facteurs physiques tels que la lumière la température sont essentiellement liés à la variabilité saisonnière. Les facteurs nutritionnels (azote, phosphate et silicate), s'ils sont indirectement saisonniers sont étroitement liés aux apports fluviaux et dans une moindre mesure aux apports atmosphériques qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique.

Dans les eaux tempérées françaises, les teneurs maximales en nutriments et notamment en silice, utilisée pour la structuration du frustule par les diatomées, sont observées en hiver. La communauté phytoplanctonique est largement dominée 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 %).

Les diatomées représentent plus de 89% de l'abondance phytoplanctonique totale au cours de l'année 2013 sur l'ensemble de la zone (figure 3.4.12). Ceci est en accord avec ce qui est observé dans les zones côtières tempérées où les diatomées sont la classe phytoplanctonique la plus représentée. Au mois de mars sur le point *canal*, les diatomées constituent seulement 89% de l'abondance totale. Cette valeur est inférieure à la moyenne interannuelle observée sur ce point. Cette faible proportion de diatomée est liée à une efflorescence de Prymnésiophycées (cf. tableau 3.4.6). Des efflorescences printanières de Prymnésiophycées sont courantes en Manche et Mer du Nord. La plupart des espèces appartenant à ce groupe sont de petites cellules flagellées, caractérisées par de forts taux de croissance et des épisodes d'efflorescences massives ont déjà été reporté en Manche et Mer du Nord. Au cours de la même période, les diatomées contribuent à plus de 98% à l'abondance totale sur les points *référence* et *rejet*, ce qui met en évidence la limitation de cette efflorescence de Prymnésiophycées à la zone du *canal*. Au mois de juin, la proportion de diatomée au sein de la communauté phytoplanctonique varie 98% et 99% sur les points *canal* et *rejet* respectivement. Ces valeurs sont proches ou légèrement supérieures aux médianes interannuelles. En automne, un gradient côte/large est observé, les valeurs variant de 93% au large (i.e. point *référence*) à 97% à la côte (i.e. point *canal*). Ces valeurs sont proches des médianes interannuelles sur l'ensemble de la zone.

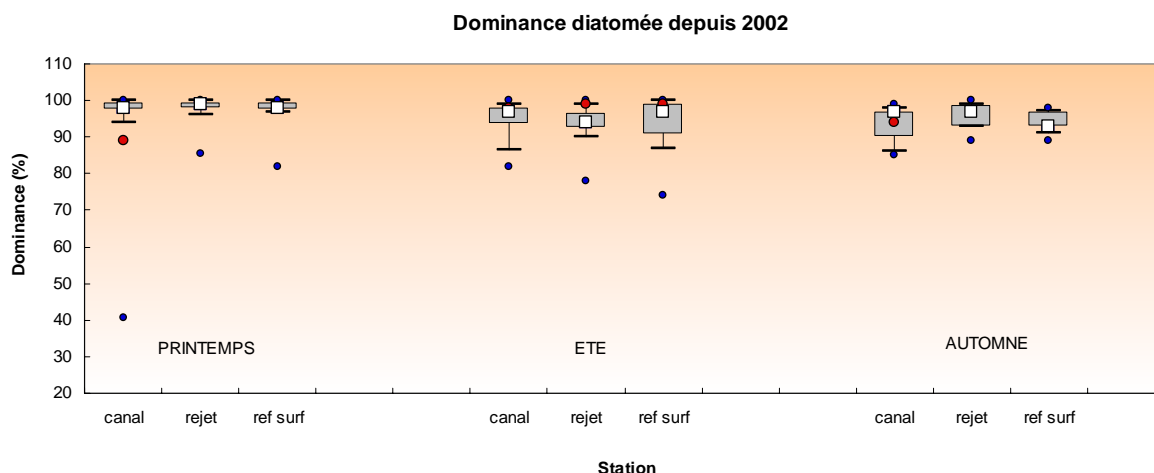


Figure 3.4.12 : Distribution des dominances de diatomées par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

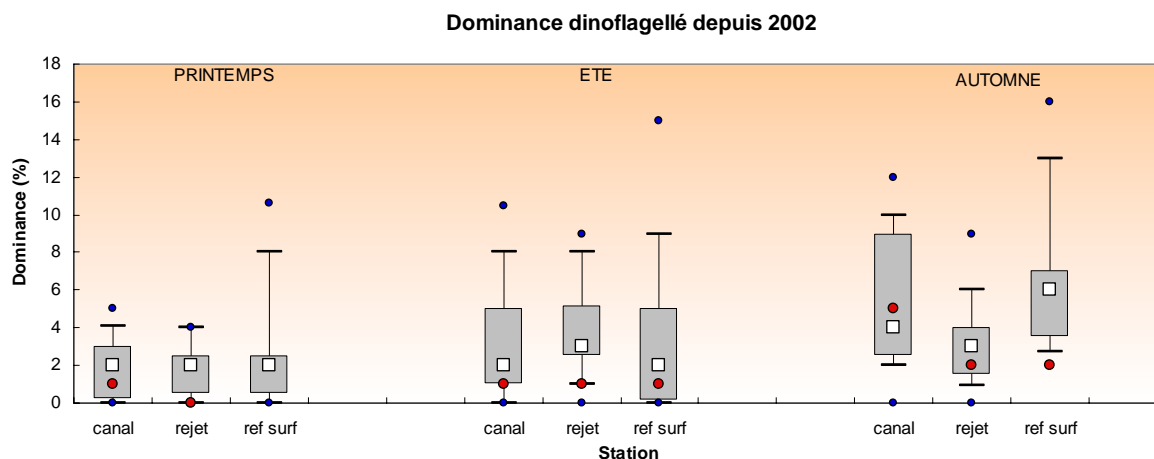


Figure 3.4.13 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

Les dinoflagellés, bien que minoritaires dans les eaux atlantiques, sont capables de développements rapides qui peuvent conduire à des perturbations majeures de l'écosystème. Les plus fortes dominances sont généralement observées en été et automne, quand les concentrations en sels nutritifs sont plus faibles, et lorsqu'il existe une relative stabilité verticale de la colonne d'eau (i.e. stratification thermique ou haline). 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 2013, les abondances relatives de dinoflagellés sont restées inférieures aux médianes pluriannuelles sur l'ensemble de la zone et à toutes les périodes. La proportion la plus élevée de dinoflagellés a été enregistrée au cours de la période automnale sur le point *canal* avec 5%.

3.4.2.3.3 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les abondances phytoplanctoniques sont présentés dans le tableau 3.4.5. En automne une différence significative est observée entre le point *référence* et les points *canal* et *rejet*. En revanche aucune différence significative n'est observée entre les points au printemps et en été.

	Printemps		Eté		Automne	
	test	p-value	test	p-value	test	p-value
Référence / Rejet	W	0,7495	t	0,1003	t	0,0074*
Référence / Canal	t	0,5953	W	0,2897	t	0,0172*
Rejet / Canal	t	0,0545	t	0,1412	t	0,5296

*Différence significative (p-value <0,05) –Test de Wicoxon – « W »; test t de Student – « t ».

Tableau 3.4.5 : « p-value » des tests statistiques sur les abondances phytoplanctoniques

3.4.2.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2013

Le but de ce suivi n'est pas d'étudier l'évolution saisonnière de chaque population mais de détecter depuis la mise en service de la centrale, un éventuel déséquilibre des 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, Silicoflagellés et Prymnésiophycées. A l'exception du point canal au mois de mars, les diatomées constituent la classe dominante en 2013 représentant plus de 89% de la communauté microphytoplanctonique totale (tableau 3.4.6). Le point canal au mois de mars se caractérise par une efflorescence importante de Prymnésiophycées qui représentent alors plus de 10% de l'abondance totale.

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON					TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés	prymnésiofycées			
IGA 2013-1	canal	11300	100	0	0	1300	12700	1	89
IGA 2013-1	rejet	25800	100	100	0	0	26000	0	99
IGA 2013-1	ref surf	16100	400	0	0	0	16500	2	98
IGA 2013-2	canal	187600	2400	1200	200	0	191400	1	98
IGA 2013-2	rejet	232800	1800	1000	0	0	235600	1	99
IGA 2013-2	ref surf	113400	600	600	200	200	115000	1	99
IGA 2013-3	canal	75000	4400	600	200	0	80200	5	94
IGA 2013-3	rejet	168600	3200	1000	200	0	173000	2	97
IGA 2013-3	ref surf	40900	800	1800	600	0	44100	2	93

Tableau 3.4.6 : Abondances des principales classes algales (cellules/L) pour l'année 2013

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. Les valeurs maximales de 50800 cellules/L ont été

observées sur le point *rejet* au mois de juin. Cependant, il est très difficile de dénombrer de manière précise ces cellules appartenant au nano-phytoplancton en microscopie optique. Cette incertitude lors du comptage est donc à prendre en considération pour l'analyse des résultats.

Les principales espèces dénombrées en 2013 ont été les suivantes (cf. tableau 3.4.6, 3.4.7 et figure 3.4.14) :

Campagne	Station	DIATOMÉES													Cumul %
		RHIZ	MELO	NITZ	CHAE	THAL	SKEL	THAL NIT	PLEUR-GYRO	PSNZ	LEPTO	GUIN	DACT	BROC	
IGA 2013-1	canal	3	0	0	3	54	12	0	0	0	20	0	0	0	92
IGA 2013-1	rejet	2	0	0	5	40	7	0	0	1	8	0	0	24	87
IGA 2013-1	ref surf	6	0	0	0	35	0	0	0	0	7	0	0	14	62
IGA 2013-2	canal	1	0	0	0	0	1	3	0	4	52	0	33	0	94
IGA 2013-2	rejet	1	0	0	0	0	1	2	1	4	45	0	41	0	95
IGA 2013-2	ref surf	10	0	0	0	0	0	5	1	1	18	0	56	0	91
IGA 2013-3	canal	0	3	1	12	51	14	2	0	1	1	2	6	0	93
IGA 2013-3	rejet	0	0	0	49	12	15	2	0	0	0	3	6	0	87
IGA 2013-3	ref surf	0	0	1	23	8	40	7	0	0	2	7	2	0	90

Clefs : **Riz** : Rhizosoleniaceae ; **Melo** : Melosiraceae ; **Nitz** : Nitzschia sp ; **Chae** : Chaetoceros sp ; **Thal** : Thalassiosira sp ; **Skel** : Skeletonema sp ; **Thal Nit** : Thalassionema nitzschoides ; **Pleur-gyro** : Pleurosigma sp et Gyrosigma sp ; **PSNZ** : Pseudonitzschia sp ; **Lepto** : Leptocylindrus sp ; **Guin** : Guinardia sp ; **Dact** : Dactylosolens fragilissimus ; **Broc** : Brockmaniella brockmannii.

Tableau 3.4.7 : Abondances des principaux genres de diatomées pour l'année 2013

Mars 2013 :

La communauté printanière de diatomées évolue le long du gradient côte-large. Le genre *Thalassiosira* domine sur l'ensemble de la zone au cours de cette période. Cependant, ce genre est beaucoup plus représenté à la côte qu'au large avec des abondances relatives de 52% sur le point *canal* et seulement de 35% sur le point référence. *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* sp. suivent le même pattern avec une décroissance de leurs abondances relatives de la côte vers le large. Le point *référence* se caractérise par des proportions de *Brockmaniella brockmannii* plus élevées que sur le point canal. Les espèces accompagnatrices (i.e. présentant une abondance relative inférieure à 10%) au cours de cette période printanière sont *Rhizosolenia* sp. et *Chaetoceros* sp.

Cette période printanière est aussi marquée par des abondances relativement élevées de Prymnésiophycées sur le point *canal*. Par ailleurs, les dinoflagellés représentent 2% de l'abondance totale sur le point *référence*.

Juin 2013 :

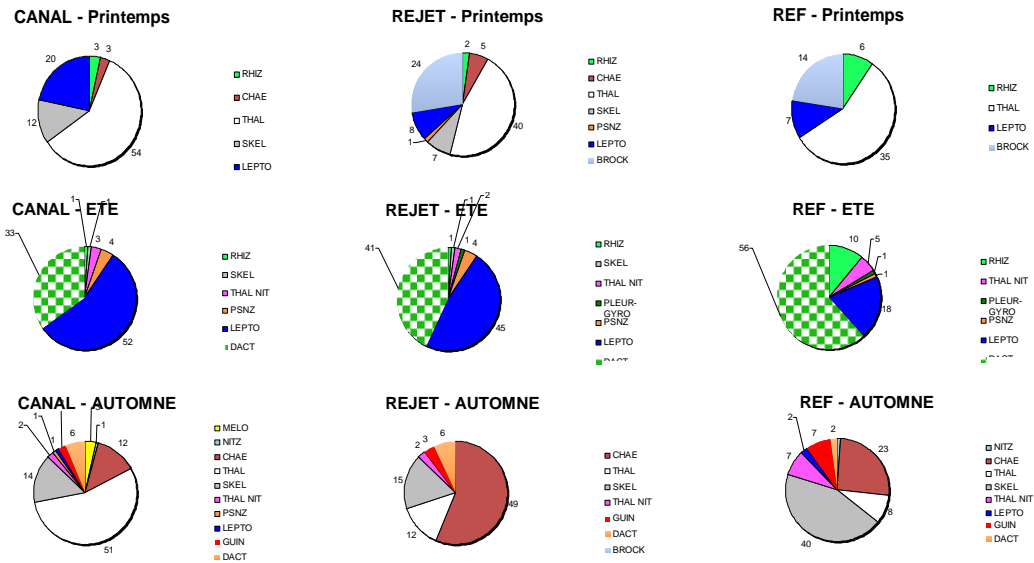
Les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à cette période représentant plus de 98% de l'abondance totale. A l'instar du printemps, la communauté des diatomées évolue le long du gradient côte-large au cours de l'été 2013. *Leptocylindrus* domine sur le point canal (52%). Son abondance relative diminue vers le large et ce genre ne représente plus que 18% sur le point *référence*. A l'inverse, l'espèce *Dactylosolens fragilissimus*, peu représentée à la côte domine sur le point référence où cette espèce représente alors 56% de l'abondance totale. Les espèces accompagnatrices, à cette période sont *Thalassiosira nitzschoides* et *Pseudo-nitzschia* spp sur l'ensemble de la zone et le genre *Rhizosolenia* plus particulièrement sur le point *référence*.

L'été 2013 a été marqué par de faibles abondances de dinoflagellés sur l'ensemble de la zone.

Septembre 2013 :

La période automnale se caractérise par une proportion de dinoflagellés plus élevée à la côte par rapport au large. Ce groupe représente alors 5% de l'abondance totale sur le point *canal*. L'espèce *Heterocapsa neii* est alors la plus abondante.

Concernant les diatomées, *Thalassiosira* sp. domine la communauté sur le point *canal* avec 51%. Sur le point *rejet*, la communauté est dominée par le genre *Chaetoceros* (49%), alors que le point *référence* se caractérise par la dominance de *Skeletonema costatum* (40%). La diversité de la communauté de diatomées en automne est beaucoup plus élevée qu'au cours des deux périodes précédentes et les espèces accompagnatrices sont nombreuses, les plus représentées étant *Thalassiosira nitzschoides*, *Guinardia* sp. et *Dactylosolens fragilissimus*.



Clefs : Rhiz : Rhizosoleniaceae ; Melo : Melosiraceae ; Nitz : Nitzschia sp ; Chae : Chaetoceros sp ; Thal : Thalassiosira sp ; Skel : Skeletonema sp ; Thal Nit : Thalassionema nitzschoides ; Pleur-gyro : Pleurosigma sp et Gyrosigma sp ; PSNZ : Pseudonitzschia sp ; Lepto : Leptocylindrus sp ; Guin : Guinardia sp ; Dact : Dactylosolens fragilissimus

Figure 3.4.14 : Distribution des abondances en diatomées pour l'année 2013

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'aménée et au point *rejet*

En utilisant les valeurs de 2013 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*.

Pourcentages entre canal et rejet			
(%)	Chlorophylle	Prod. Primaire	Microphytoplancton
21-mars-13	-5	-12	-105
14-juin-13	-38	12	-23
11-sept-13	-14	25	-116

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

Seule la production primaire en juin et septembre et les abondances phytoplanctoniques en juin, sont en déficit par rapport au point *canal*. Les points restants ont enregistré des valeurs supérieures 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

L'année 2013 a été caractérisée par un bloom phytoplanctonique plus tardif que ce qui est généralement observé sur la côte ouest du Cotentin. En effet, les images satellites montrent des concentrations maximales en chlorophylle *a* au mois de juin sur l'ensemble de la zone alors que le maximum est généralement détecté au mois d'avril sur cette zone. Les concentrations en chlorophylle *a* relevées en 2013 à proximité du CNPE de Flamanville montrent le même patron saisonnier avec des concentrations maximales au cours du mois de juin. En particulier les concentrations relevées sur les points *canal* et *rejet* en juin 2013 étaient supérieures aux médianes pluriannuelles. Le développement tardif du bloom phytoplanctonique en 2013 peut être lié à l'augmentation tardive des températures de l'eau de mer au cours de cette année (cf. chapitre Hydrologie).

Les paramètres photosynthétiques ainsi que les abondances phytoplanctoniques suivent une évolution saisonnière similaire. Ainsi, les valeurs maximales de rETR ont été relevées au cours du mois de juin sur l'ensemble de la zone, traduisant d'une activité photosynthétique plus intense en été par rapport au printemps. Par ailleurs, les abondances phytoplanctoniques très faibles au cours du mois de mars, augmentent au cours de la période estivale et le maximum d'abondance est relevé au cours de cette période. Concernant le paramètre photosynthétique Ymax, les valeurs relevées au cours de l'année 2013 sont restées supérieures à 0,6 sur l'ensemble de la zone tout au long de l'année, suggérant un bon état des cellules phytoplanctoniques tout au long de l'année.

Ainsi, l'année 2013 se caractérise par un bloom phytoplanctonique tardif au mois de juin. Au cours de cette période estivale, la biomasse et les abondances phytoplanctoniques, ainsi que les valeurs rETR ont été maximales. En revanche, les valeurs élevées de Ymax relevées témoignent cependant d'un bon état physiologique des cellules phytoplanctoniques tout au long de l'année 2013 sur l'ensemble de la zone à proximité du CNPE de Flamanville.

A l'instar des années précédentes, les diatomées ont largement dominé la communauté phytoplanctonique tout au long de l'année 2013 sur le site du CNPE de Flamanville. La plus faible proportion de diatomées a été observée sur le point *canal* au mois de mars. A cette période un bloom de Prymnésiophycées a été observé sur ce point où se groupe représentait alors 10% de l'abondance totale. Les dinoflagellés ont été très peu représentés sur le CNPE de

Flamanville au cours de cette année 2013. Les plus fortes proportions (i.e. 5%) ont été observées sur le point *canal* au mois de septembre. L'espèce *Heterocapsa neii* était alors la plus abondante.

Au cours du printemps et de l'été 2013, différents assemblages de diatomées ont été observés à la côte et au large. Au printemps, les assemblages côtiers étaient dominés par le genre *Thalassiosira* et les espèces *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* sp. Le point *référence* se caractérisait à cette même période par une proportion plus élevée de *Brockmaniella brockmannii*. Au cours de l'été 2013, c'est le genre *Leptocylindrus* qui dominait la communauté sur le point *canal*, alors que *Dactylosolenus fragillissimus* était l'espèce la plus représentée sur le point *référence*.

Au cours de la période automnale, différents assemblages de diatomées ont été observés sur les trois points d'échantillonnage. Au cours de cette période l'évolution des communautés le long du gradient côte-large est beaucoup moins marquée. Ainsi, *Thalassiosira* sp. dominait la communauté sur le point *canal*. Sur le point *rejet*, la communauté était dominée par le genre *Chaetoceros* sp., alors que le point *référence* se caractérisait à cette même période par la dominance de *Skeletonema costatum*. La diversité de la communauté de diatomées en automne a été beaucoup plus élevée qu'au cours des deux périodes précédentes ; les espèces accompagnatrices étant plus nombreuses qu'au cours du printemps et de l'été.

La succession des communautés phytoplanctoniques observées à proximité du CNPE de Flamanville au cours de l'année 2013 est conforme à ce qui est généralement observé sur cette zone. La variabilité spatiale observée entre les stations est principalement liée à l'évolution des conditions environnementales (e.g. concentrations en sels nutritifs, lumière, turbulence...) le long du gradient côte large.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2013 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de Flamanville. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle observée sur la zone ouest Cotentin.

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 2013, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 21 mars, 14 juin et 10 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 ont été collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2 (ouverture 0,25 m², hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Fraser 1968¹⁵). 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 volumètre est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton ont été effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et congelé afin d'évaluer la biomasse sestonique (mesure du poids sec et composition en carbone et azote), l'autre échantillon est formolé en vue du dénombrement des espèces animales.

3.5.1.1. Mesure de la biomasse sestonique

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

Les échantillons de poids sec ont par la suite été broyés pour être analysés au CHN (NA 2100 Protein CE Instruments, Thermoquest) pour les dosages de carbone (C) et d'azote (N). L'expression des résultats est obtenue en poids carbone (mg C) ou d'azote (mg N) par unité de volume (m³).

¹⁵ Fraser JH (1968) Smaller mesozooplankton, report of Working Party No.2. In: Tranter DJ (ed), Standardization of zooplankton sampling methods at sea, Part II. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris, pp 153-159.

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 zooplancton. En fonction de la concentration de l'échantillon celui-ci est fractionné en sous-échantillons à la boîte de Motoda (Motoda 1983)¹⁶. Le sous-échantillon est alors analysé au ZooScan, un système d'imagerie numérique permettant la numérisation des prélèvements du zooplancton en milieu liquide et utilisant l'analyse d'image pour détecter, compter et mesurer le zooplancton (Gorsky et al. 2010)¹⁷. L'emploi des méthodes automatiques de classification d'objets permet de classer rapidement les organismes en grands groupes faunistiques. Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon ($ind. m^{-3}$).

La bibliographie utilisée pour l'identification des zooplanctontes est très variée et inclue notamment : les fiches d'identification du plancton CIEM - (1939 - 1986), un manuel d'identification du zooplancton côtier (Todd *et al.*, 1996)¹⁸, et des clés de détermination pour des groupes spécifiques tels que les copépodes pélagiques (Rose, 1933)¹⁹ ou les larves de décapodes (Martin, 2001)²⁰ par exemple.

3.5.1.3. Disponibilité des données depuis le début de la série

Le suivi du zooplancton dans le milieu marin proche du site de Flamanville n'a pas été régulier depuis son origine en 1976, autant dans le temps que dans l'espace (Tableau 3.5.1).

Périodes	Nb de stations	Fréquence	Répliques	Données manquantes	Remarques
1976-1978	4	Mensuelle	max. 10	1 station le 09/1976 et le 03/1978	Stations abandonnées
1983-1986	2	Mensuelle	max. 3	1 point le 04/1985	Février à Novembre dans le meilleur des cas ; stations abandonnées
1987-1991	4	Saisonnier (printemps, été, automne)	non	1988, 1990 et 1992	Stations actuelles plus une station Contrôle
1993-présent	3	Saisonnier (printemps, été, automne)	non	automne en 1999 et été en 2007	Station Contrôle abandonnée

Tableau 3.5.1 : Stratégie du suivi zooplanctonique à Flamanville depuis 1976

¹⁶ Motoda S (1959). Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

¹⁷ Gorsky, G., Ohman, M. D., Picheral, M., Gasparini, S., Stemann, L., Romagnan, J. B., Cawood, A., Pesant, S., Garcia-Comas, C. and Prejger F. (2010). Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. J. Plankton Res., 32, 285-303

¹⁸ Todd CD, Laverrack MS, Boxshall GA (1996) Coastal marine zooplankton – a practical manual for students. Cambridge University Press, pp. 106.

¹⁹ Rose M (1933). Faune de France, 26. Copépodes pélagiques. Ed. Lechevalier, Paris, pp. 374 .

²⁰ Martin J (2001). Les larves des crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. IFREMER, France, pp. 175.

Le nombre de stations de prélèvements, leur localisation et la fréquence des prélèvements a changé au cours du temps. Au final les trois stations suivies actuellement le sont depuis 1987 et ce avec la même fréquence.

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

Au regard de l'évolution de la stratégie du suivi zooplanctonique sur le site de Flamanville depuis 1976 (fréquence d'échantillonnage, choix et localisation des stations), et de notre capacité à valider les données sur la base des feuilles de comptage et/ou des rapports écrits, il est recommandé de ne prendre en compte dans les analyses des comparaisons annuelles que les années allant de 1993 à nos jours.

3.5.2. Résultats

Les résultats de l'année 2013 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.5.2 suivant.

	PARAMETRES	CANAL	REJET	REFERENCE
21 MARS 2013	<i>Poids sec (mg. m⁻³)</i>	3.96	3.87	7.17
	<i>Poids de carbone (mg. m⁻³)</i>	0.98	0.92	2.63
	<i>Poids d'azote (mg. m⁻³)</i>	0.20	0.19	0.57
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	18	32	275
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	755	480	1250
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	774	512	1525
14 JUN 2013	<i>Poids sec (mg. m⁻³)</i>	18.55	29.68	20.70
	<i>Poids de carbone (mg. m⁻³)</i>	4.43	6.33	5.14
	<i>Poids d'azote (mg. m⁻³)</i>	0.64	1.03	1.18
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	99	221	257
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	93	47	59
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	192	268	316
11 SEPTEMBRE 2013	<i>Poids sec (mg. m⁻³)</i>	20.95	44.43	15.30
	<i>Poids de carbone (mg. m⁻³)</i>	6.47	9.47	4.63
	<i>Poids d'azote (mg. m⁻³)</i>	1.39	1.73	1.13
	<i>Abondance holoplancton (ind. m⁻³)</i>	1059	1306	1208
	<i>Abondance méroplancton (ind. m⁻³)</i>	449	503	525
	<i>Abondance zooplancton totale (ind. m⁻³)</i>	1508	1809	1733

Tableau 3.5.2 : Récapitulatif des résultats de 2013 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. due 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 2013

Au cours de l'année 2013, la biomasse sestonique a varié entre 3,9 mg m⁻³ au point *rejet* en mars, et 44,4 mg m⁻³ au point *rejet* en juin (figure 3.5.1).

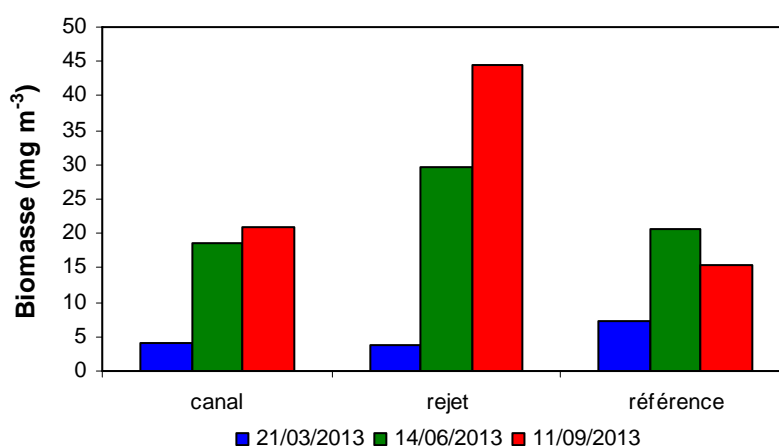


Figure 3.5.1 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2013

La biomasse sestonique a été très faible en mars, quelque soit le point de prélèvement. En juin et septembre la biomasse sestonique a été maximale au point *rejet*, a peu varié au point *canal* et légèrement au point *référence*.

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 (cf. figure 3.5.5). Les rapports C/N calculés d'après les teneurs en carbone et azote mesurées sur les échantillons ont fluctué en 2013 entre 4,12 et 7 (figure 3.5.2). Ce rapport peut habituellement caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N ~ 4-5 ; Mauchline, 1998)²¹ ou le phytoplancton (C/N ≥ 6 ; Biddanda & Benner, 1997)²². Néanmoins, en raison de la contamination potentielle liée à la forte turbidité du site (sable, fragments d'algues,...), notamment aux points *rejet* de Mars (seule point où le rapport C/N >> 6), une telle approche semble difficilement applicable pour les points de surveillance retenus dans cette étude.

²¹ Mauchline, J (1998). The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33: 1-710

²² Biddanda B. and Benner R. (1997). Carbon, Nitrogen, and Carbohydrate Fluxes During the Production of Particulate and Dissolved Organic Matter by Marine Phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, No. 3 (May, 1997), pp. 506-518

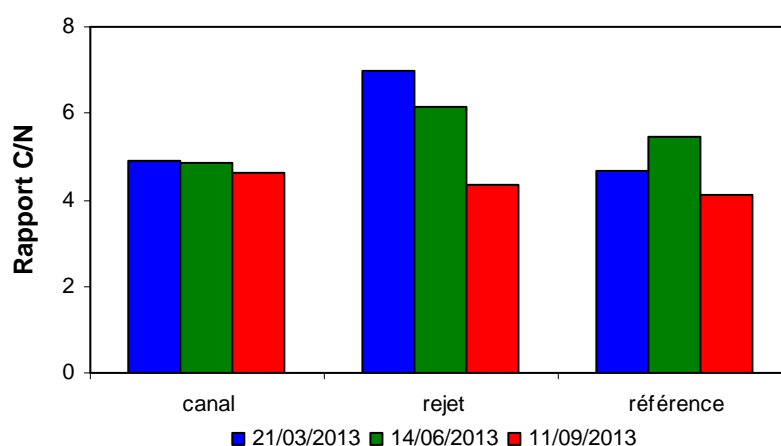


Figure 3.5.2 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2013

3.5.2.1..2 Variations interannuelles

Les valeurs de biomasse sestonique mesurées en 2013 se situaient dans la moyenne des valeurs habituellement observées sur le site en Juin et Septembre, à l'exception du point *rejet* de Septembre, bien supérieur à la moyenne (figures 3.5.3 et 3.5.4). A l'opposé, les valeurs mesurées en mars étaient plutôt inférieures à la moyenne.

3.5.2.1..3 Approche statistique

Pour vérifier si la biomasse sestonique est significativement différente entre les points de prélèvement pour une saison donnée, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA one-way) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation log (x+1) et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1993 sont présentés dans le tableau 3.5.3.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ETE	AUTOMNE
n	63	60	59
p	0,53	0,39	0,53

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

Tableau 3.5.3 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse de 1993 à 2013

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

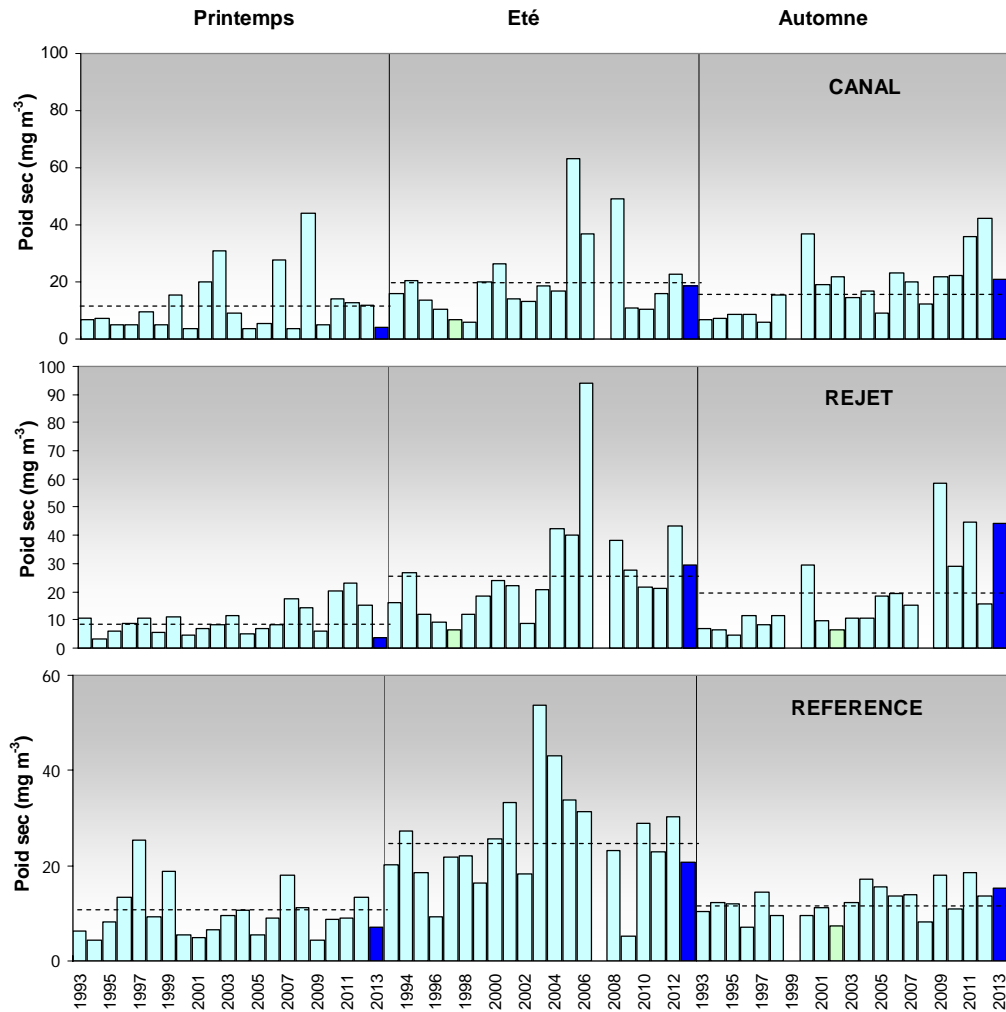


Figure 3.5.3 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2013 ; les pointillées représentent les moyennes interannuelles des séries

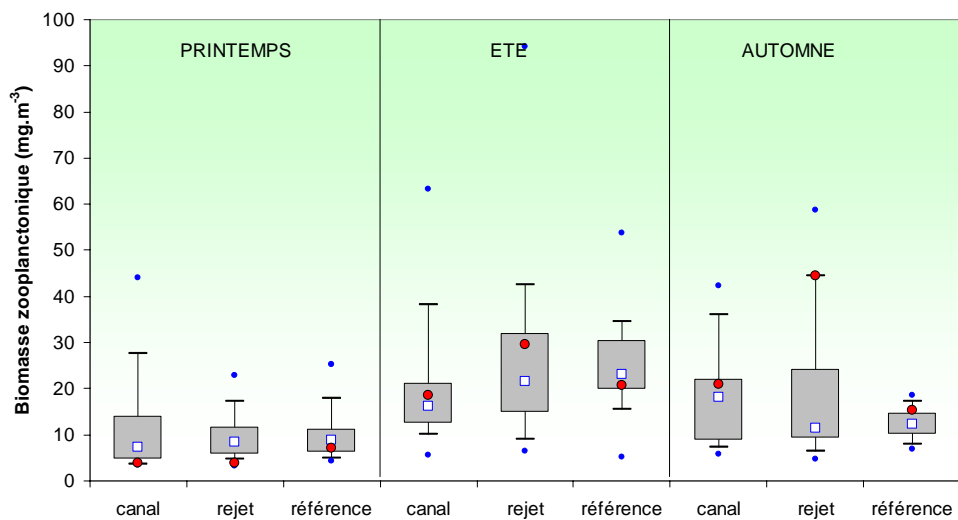


Figure 3.5.4: Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2013. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (●)

3.5.2.2. Abondances zooplanctoniques globales

La plupart des phyla invertébrés est représentée 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 2013

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2013 sont présentés sur la figure 3.5.5 ci-dessous. Ils sont exprimés en nombre d'individus par m³ d'eau de mer.

L'abondance la plus importante a été observée en septembre au point *rejet* avec 1809 ind. m⁻³ et la plus faible en juin au point *canal* avec 192 ind. m⁻³.

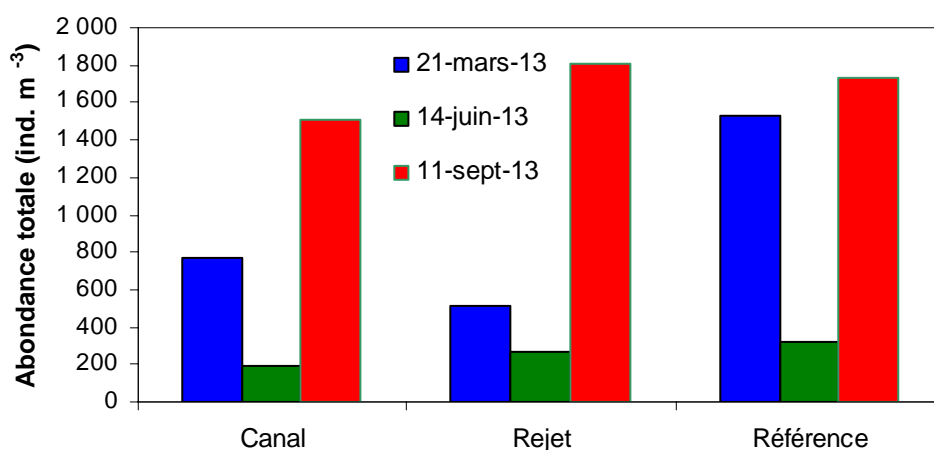


Figure 3.5.5 : Évolution de l'abondance zooplanctonique totale à Flamanville en 2013

A part pour le mois de juin l'abondance zooplanctonique ne montre pas du tout les mêmes variations que la biomasse sestonique. Ainsi, l'abondance zooplanctonique était plus élevée à la côte en mars et au point *rejet* en septembre et juin.

3.5.2.2.2 Variations interannuelles

L'évolution de l'abondance zooplanctonique observée depuis 1993 à Flamanville (figures 3.5.6 et 3.5.7), montre que les abondances 2013 sont globalement dans la moyenne de la série en mars, inférieures à la moyenne de la série en juin et supérieures à la moyenne de la série en septembre ; tous points confondus.

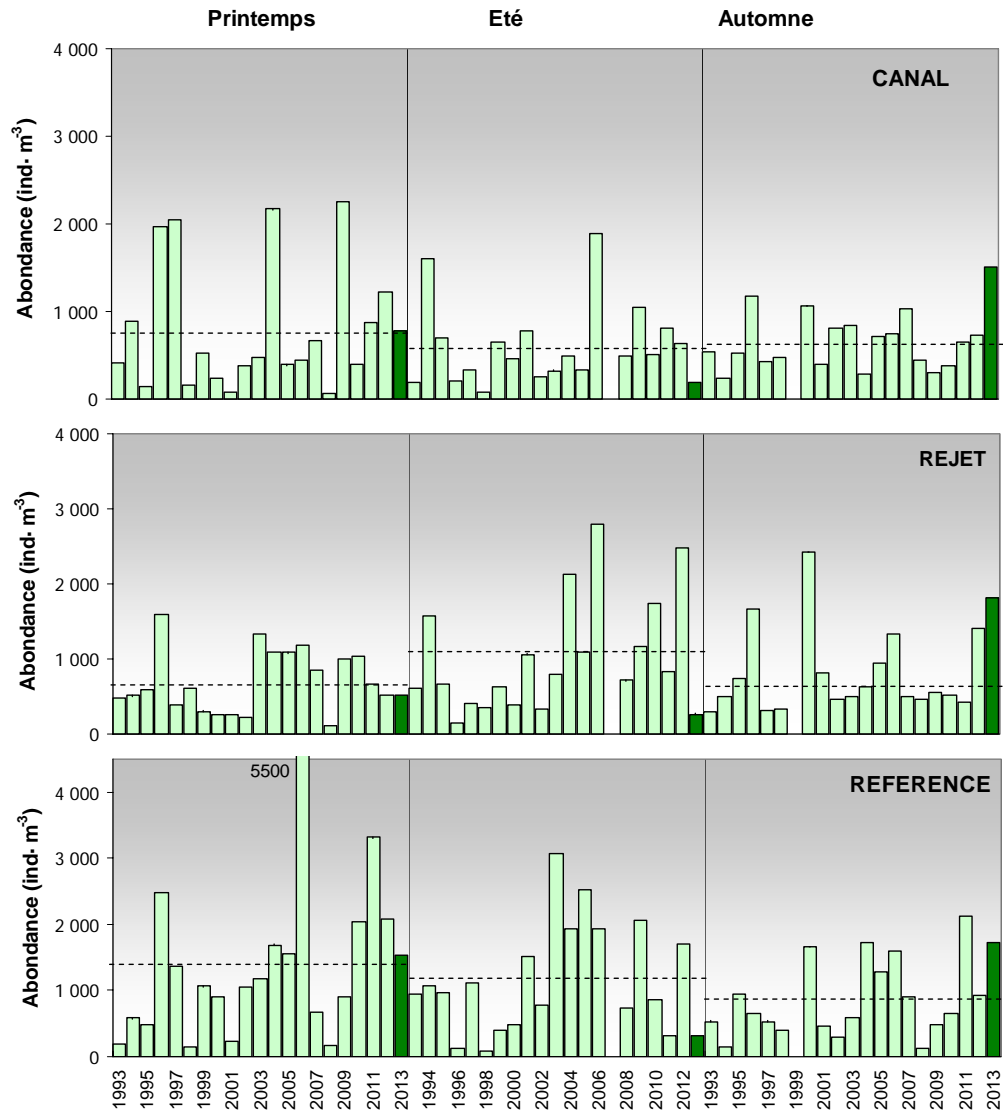


Figure 3.5.6 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1993 à 2013. Les lignes en pointillés montrent la moyenne de chaque série

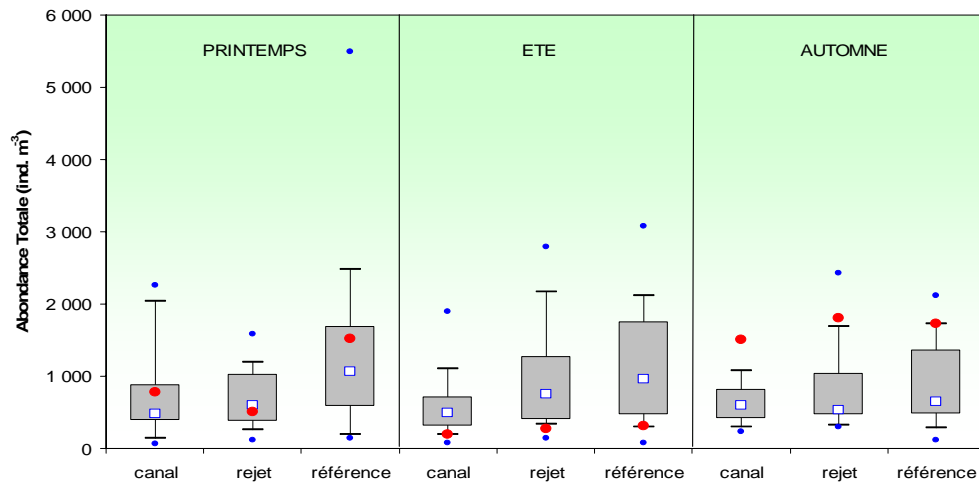


Figure 3.5.7 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1993 à 2013. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (τ). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2013 (\bullet)

3.5.2.2..3 Approche statistique

Pour comparer les abondances zooplanctoniques entre les points *canal*, *rejet* et *référence* à chaque saison, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA one-way) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation log (x+1) et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1993 sont présentés dans le tableau 3.5.4.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	63	60	60
<i>p</i>	0,089	0,069	0,68

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

Tableau 3.5.4 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances zooplanctoniques par saison de 1993 à 2013

Les résultats des tests indiquent que les abondances zooplanctoniques ne sont pas significativement différentes entre les trois points de prélèvement quelque soit la période entre 1993 et 2013.

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 cténares et les cladocères ont été absents lors des trois campagnes de 2013 (tableau 3.5.5).

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 (hormis point *canal* en juin).

Abondance zooplancton (N.m ⁻³)	21 mars 2013						14 juin 2013						11 septembre 2013							
	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	%		
holoplancton																				
Cnidaires	0	0	0	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	0	0
Appendiculaires	1	5	4	12	37	13	0	0	37	17	34	13	21	2	81	6	16	1	16	1
Cladocères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copépodes	17	89	28	86	237	86	93	94	184	83	223	87	1031	97	1221	94	1182	98	1182	98
Gammaridés	1	5	0	1	1	0	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Mysidacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognathes	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	7	1
total holoplancton	19	2	32	6	275	18	99	51	221	84	257	81	1059	70	1302	72	1209	70	1209	70
meroplancton																				
total Cnidaires	1	0	1	0	1	0	6	6	0	0	3	5	7	2	4	1	7	1	7	1
total Annélides	10	1	14	3	14	1	26	28	7	16	8	13	7	2	8	2	12	2	12	2
total larves de Cirripèdes	723	96	431	90	1120	90	12	13	7	16	6	9	373	83	381	76	436	83	436	83
Isopodes (larves microniscus)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0
Larves de décapodes	1	0	4	1	22	2	0	0	5	12	18	30	24	5	29	6	44	8	44	8
larves de gastéropodes	4	1	7	1	16	1	41	44	10	23	18	30	34	8	81	16	19	4	19	4
Cyphonautes Bryozoaires	12	2	20	4	74	6	3	3	12	28	4	7	0	0	0	0	5	1	5	1
Téléostéens (Œufs et larves)	5	1	4	1	2	0	6	6	2	5	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0
total méroplancton	756	98	481	94	1250	82	94	49	43	16	60	19	448	30	503	28	523	30	523	30
total zooplancton	775		513		1525		193		264		317		1507		1805		1732		1732	

Tableau 3.5.5 : Abondances et dominances de différents groupes du méroplancton et de l'holoplancton en 2013

Au printemps 2013, le méroplancton représentait 80-100 % du zooplancton total alors qu'en été et en automne il représentait moins de 50% du zooplancton total. Cette fraction était essentiellement composée de larves nauplii de cirripèdes (> 80 % en mars et septembre). En été cette fraction se composait essentiellement de larves de gastéropodes à la côte (44 %) et de larves de décapodes et d'annélides au large (40%).

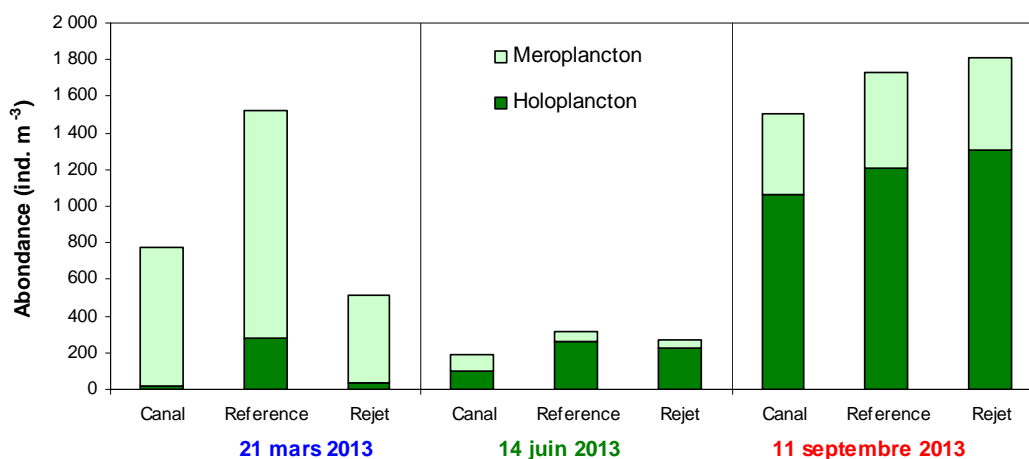


Figure 3.5.8 : Abondance de l'holoplancton et du méroplancton à Flamanville en 2013

3.5.2.3..2 Variations spatio-temporelles des principaux taxons en 2013

L'holoplancton

• Les copépodes :

Les copépodes, qui constituaient le taxon dominant de l'holoplancton, ont montré la même évolution saisonnière que celui-ci (figure 3.5.8 et 3.5.9). En été et en automne les copépodes représentaient plus de 80% des abondances holoplanctoniques. Comme depuis 2008, les plus faibles abondances ont été observées au printemps ($< 20 \text{ ind. m}^{-3}$). Le point *référence* présentait des abondances légèrement supérieures aux deux autres points de prélèvement lors des campagnes de mars et septembre 2013.

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 ($< 2,5 \text{ Bit. ind}^{-1}$) dans les eaux environnant la centrale de Flamanville pour une richesse spécifique variant entre 2 et 9. Les échantillons étaient caractérisés par une à trois espèces de copépodes représentant 50 à 90 % 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 la remise en suspension des sédiments.

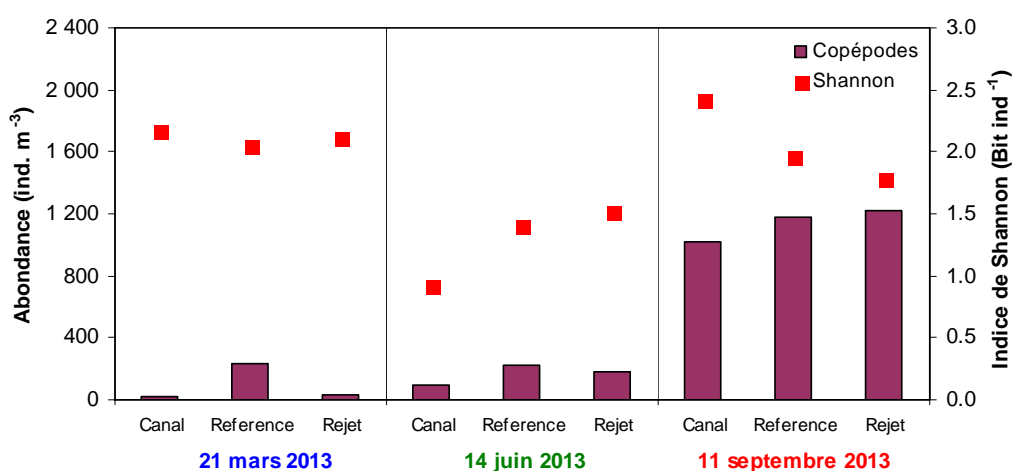


Figure 3.5.9 : Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique à Flamanville en 2013

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 (pour les points *canal* et *rejet*). L'abondance maximale en 2013 était de 724 ind. m^{-3} au point *rejet* en septembre (60 % des copépodes).

Centropages hamatus

Egalement espèce estivale, *C. hamatus* était très peu présente en mars aux points *canal* et *rejet* mais étonnement abondante au point *référence*. Le maximum d'abondance était de 168 ind. m⁻³ au point *canal* en septembre (16 % des copépodes).

Temora longicornis

Les abondances de *T. longicornis* ont été relativement faibles cette année encore (maximum de 96 ind. m⁻³ au point *canal* en septembre), comme pour l'espèce suivante *Pseudocalanus elongatus*. 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 normalement printanière et estivale, elle précède toujours l'espèce suivante, *Paracalanus parvus* dans les peuplements de copépodes. Elle est observée depuis 2009 comme étant assez peu abondante dans nos échantillons, cette année elle montre toutefois de fortes abondances en septembre avec un maximum de 226 ind. m⁻³ au point *canal*.

Paracalanus parvus

Cette espèce est restée encore assez discrète cette année comme l'année précédente. C'est une espèce normalement plus automnale que *P. elongatus* qu'elle remplace peu à peu en été pour finir par la supplanter légèrement à l'automne. Cette année elle est restée à des densités bien inférieures à *P. elongatus* en septembre. Abondance maximale de 93 ind. m⁻³ au point *canal* en septembre.

Euterpina acutifrons

Espèce caractérisant les communautés automnales de copépodes en milieu côtier, elle est quasiment absente de Flamanville en été et bien présente cette année au printemps. 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. Abondance maximale de 41 ind. m⁻³ au point *rejet* en septembre.

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

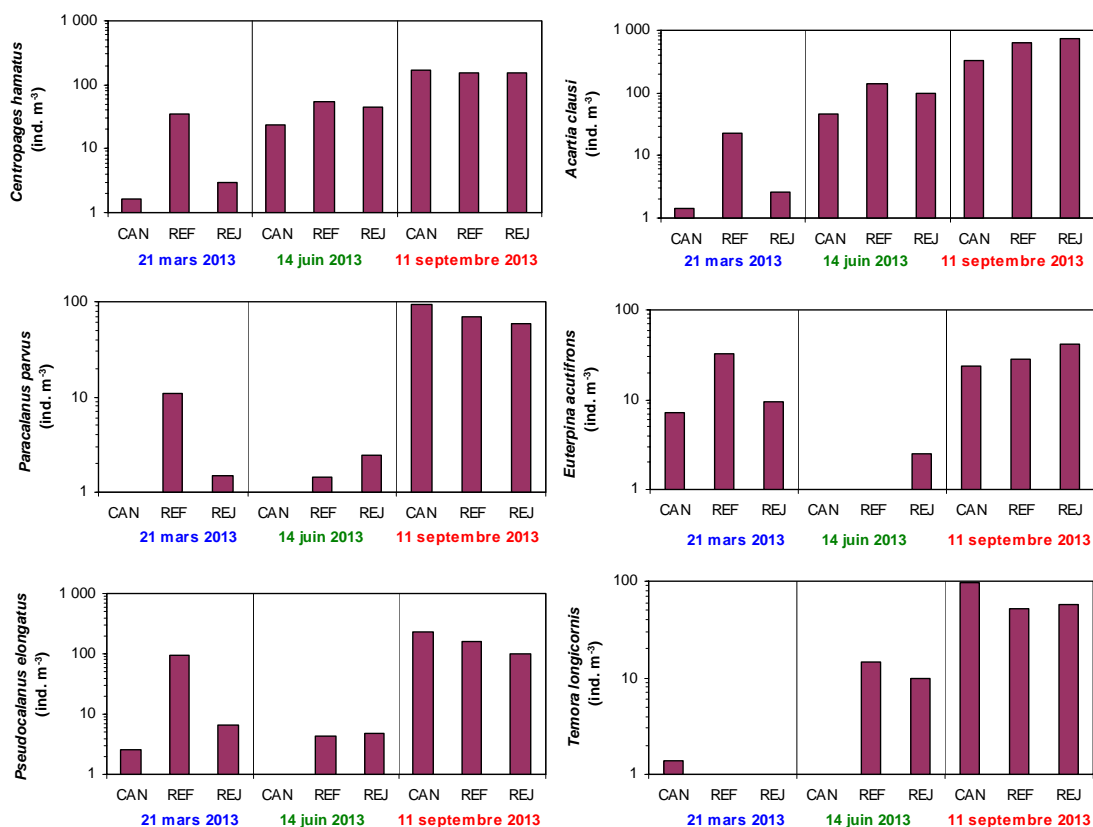


Figure 3.5.10 : Abondances des principaux copépodes à Flamanville en 2013

L'évolution interannuelle de l'abondance en copépode depuis 1993 confirme bien les faibles abondances de ce groupe taxonomique au printemps en comparaisons des abondances estivales et automnales. Elle confirme également ce qui est observé pour le zooplancton total, les abondances observées pour l'année 2013 sont dans la moyenne des années précédentes au printemps, inférieures à la moyenne en été et supérieures à la moyenne en automne.

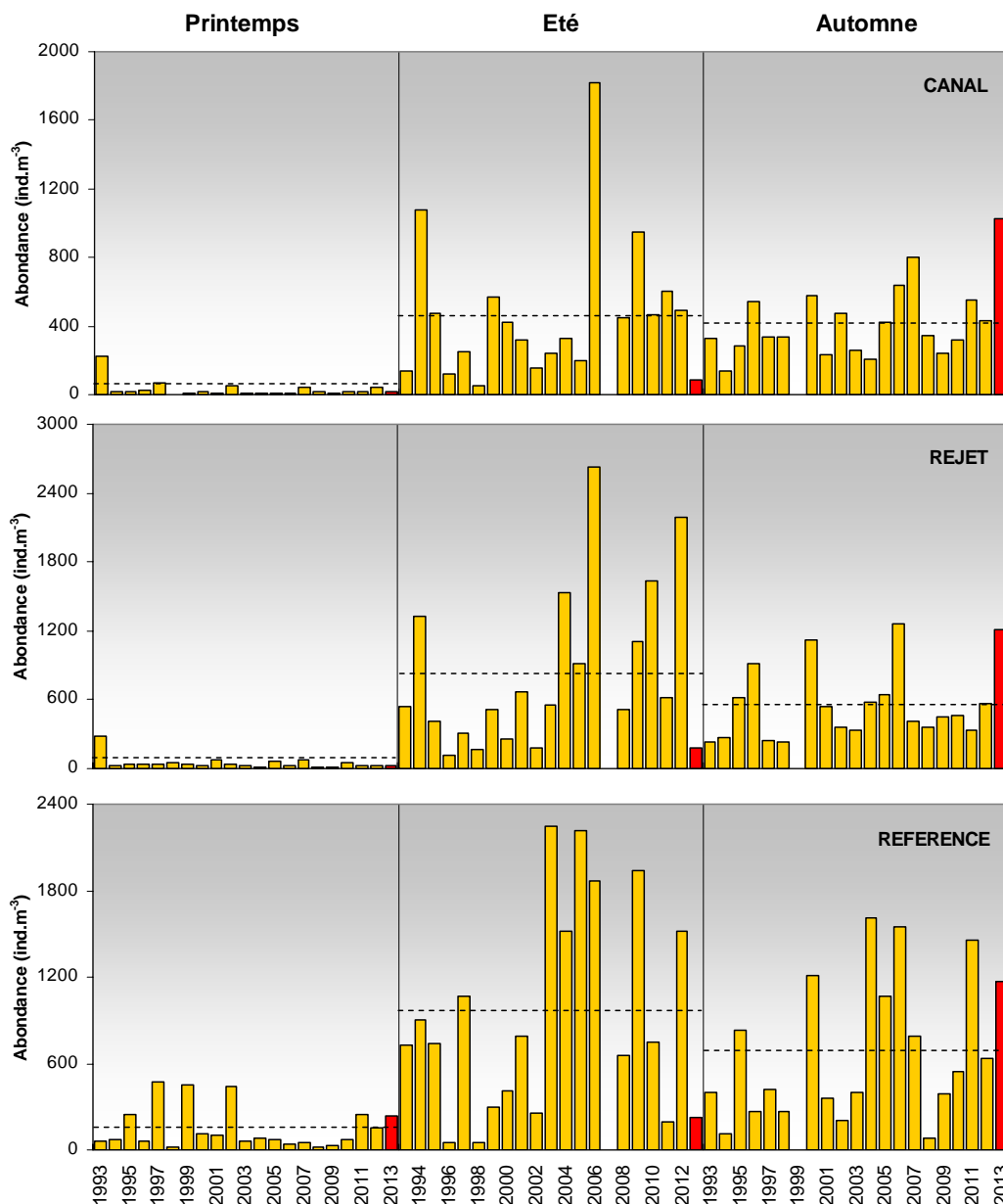


Figure 3.5.11 : Évolution de l'abondance en copépode à Flamanville de 1993 à 2013. Les lignes en pointillés montrent la moyenne de chaque série

- Les autres espèces holoplanctoniques (figure 3.5.12)

Les appendiculaires, représentés par l'espèce *Oikopleura dioica*, étaient le deuxième groupe dominant l'holoplancton (tableau 3.5.5). Leur abondance a été maximale en septembre au point *rejet* (81 individus m⁻³).

Les chaetognathes, représentés par l'espèce *Parasagitta setosa*, ont été présents en très faible nombre en septembre aux points *canal* et *référence* (7 ind. m⁻³).

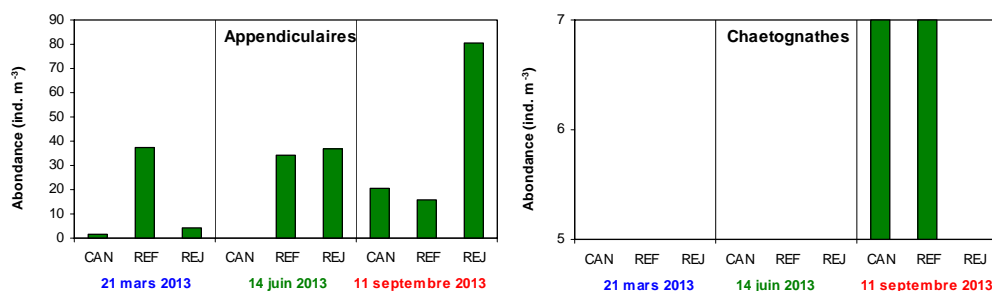


Figure 3.5.12 : Abondances des appendiculaires et des chaetognathes à Flamanville en 2013

Le méroplancton

Les stades larvaires des espèces appartenant à différents embranchements ou classes ont été dénombrés au cours des trois campagnes de prélèvement (figure 3.5.13).

- Embranchement des bryozoaires

Les larves cyphaunotes de bryozoaire étaient abondantes en mars, en particulier au point *référence* (75 ind. m⁻³) et quasiment absent les autres mois (<10 ind. m⁻³).

- Embranchement des mollusques

Les larves de gastéropodes représentaient 44% du méroplancton en juin à la côte, contre 30 % au point *référence*. Leur abondance maximale est observée en septembre au point *rejet* (80 ind. m⁻³)

- 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, 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 ~80 % du zooplancton total) et dans une moindre mesure automnale (80% du méroplancton). Le maximum d'abondance a été observé au point *référence* en mars avec 1 094 ind. m⁻³.

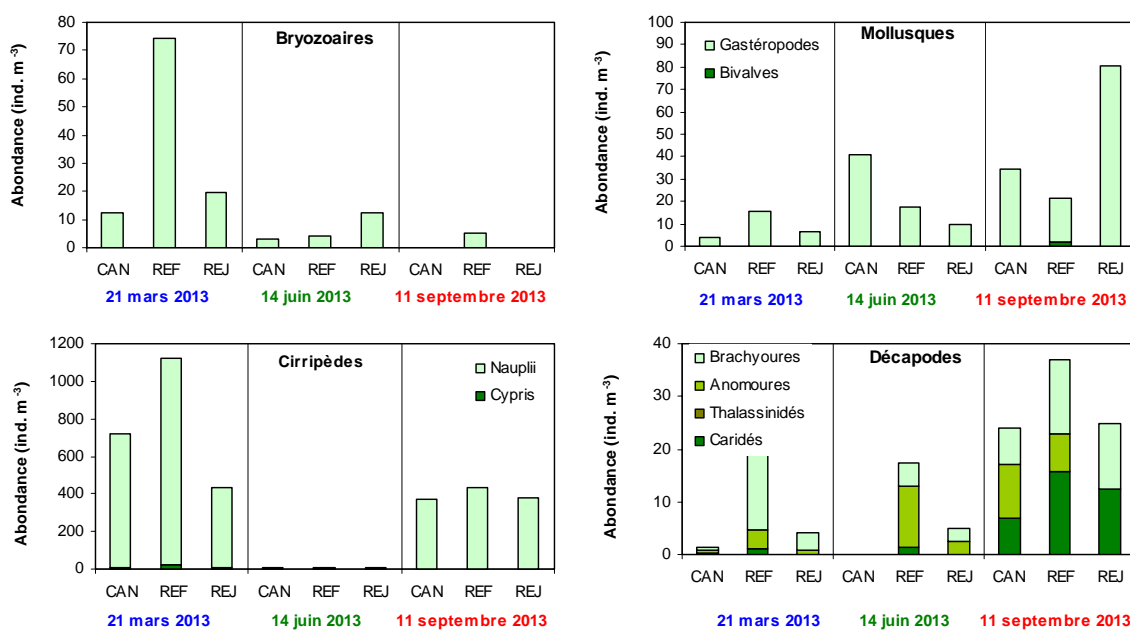


Figure 3.5.13 : Abondance des espèces méroplanctoniques à Flamanville en 2013

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

Les décapodes étaient caractérisés par quatre sous-ordres :

Larves des caridés

Surtout présentes en septembre ces larves représentaient moins de 5 % du méroplancton.

Larves de thalassinidés

Généralement peu présentes, ces larves ont été absentes des prélèvements de 2013.

Larves d'anomoures

Toujours plus abondantes en été (jusqu'à 20% du méroplancton), avec un maximum d'abondance au point *référence* (11 ind. m⁻³), ces larves étaient essentiellement représentées par l'espèce *Pisidia longicornis longicornis*.

Larves de brachyours (crabes et araignées)

Infra-ordre régulièrement présent dans les échantillons et dont l'abondance cette année était encore assez faibles (moins de 10 %).

3.5.3. Conclusion

En 2013, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1993 au printemps, mais ont été beaucoup plus faibles en été et plus fortes en automne. L'évolution de l'abondance zooplanctonique ainsi que les biomasses depuis 1993 ne montrent pas de différences significatives entre les points de prélèvement.

Au printemps 2013, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (70-80%). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. La diversité spécifique de ce groupe est assez faible ($\leq 2.5 \text{ Bit. ind}^{-1}$) et composé en général de moins d'une dizaine d'espèces dont une seule peu représenter entre 25 et 85 % du peuplement. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *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 *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 du rejet 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 par la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique.

4. Le domaine benthique

Prélèvements, analyses et rapport réalisés à l'Ifremer par

<i>Chantal</i>	<i>Abernot – Le Gac</i>	<i>(LER/BO)</i>
<i>Jean-Dominique</i>	<i>Gaffet</i>	<i>(DYNECO/Benthos)</i>

Avec la collaboration pour les prélèvements de

<i>Luc</i>	<i>Drévès</i>	<i>(ODE/LITTORAL)</i>
<i>Aouregan</i>	<i>Terre-Terrillon</i>	<i>(LER/BO)</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 gamétocytes 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. Matériel et méthodes

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 2011. 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 : Bagues 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 (\emptyset) 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*

En 2013, la biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus*, 118 g de poids sec par 0,25 m², reste comparable à la valeur de 2012, 122 g. Depuis 2001, les biomasses restent inférieures à la moyenne calculée sur la période 1984 à 2013 (190 g de poids sec par 0.25 m²) (figure 4.1.2).

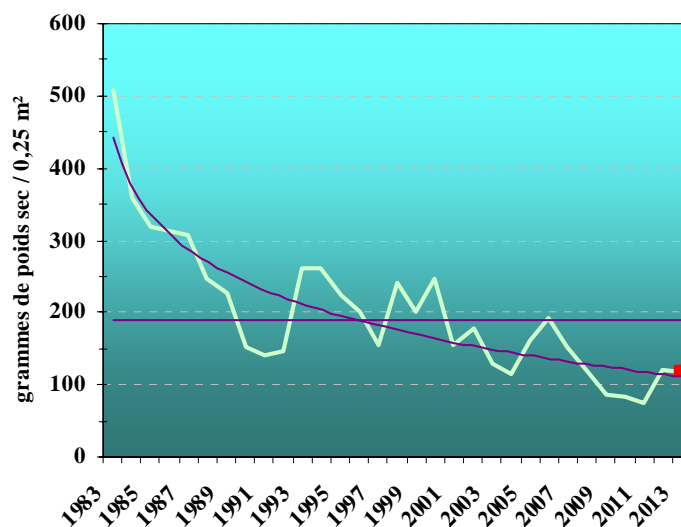


Figure 4.1.2 : En vert clair, évolution des biomasses annuelles moyennes de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²) ; en mauve, droite moyenne et courbe de tendance de 1983 à 2013

Les valeurs 2013 sont quasiment stables par rapport à celles de 2012 tant en mars qu'en septembre (très faibles augmentation en mars et diminution en septembre). Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse algale atteint son niveau le plus faible (tableau 4.1.1 et figure 4.1.3).

Biomasse (grammes de poids sec)	2012	2013
Mars	44	47
Septembre	200	189

Tableau 4.1.1 : Biomasses de *Fucus serratus* en 2012 et 2013 (en grammes de poids sec/0.25m²)

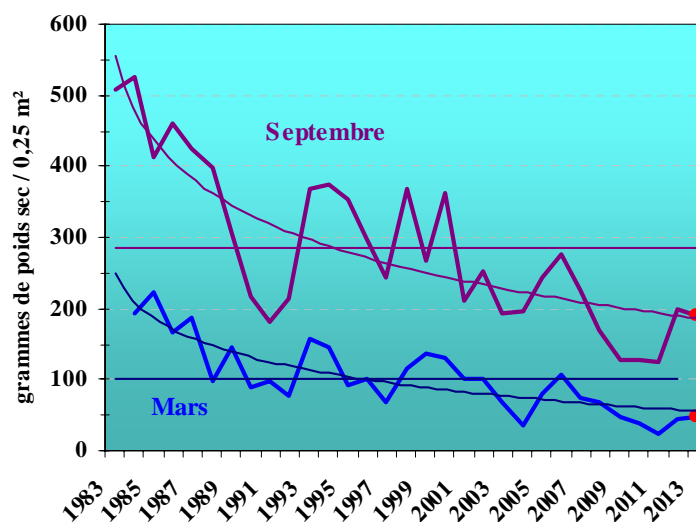
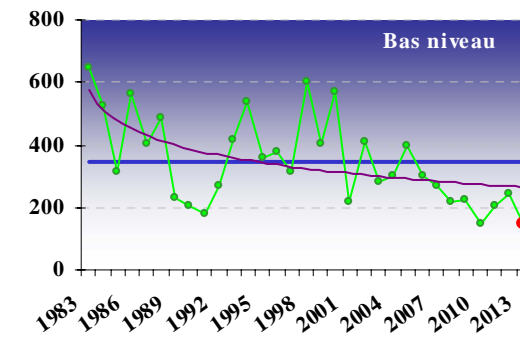
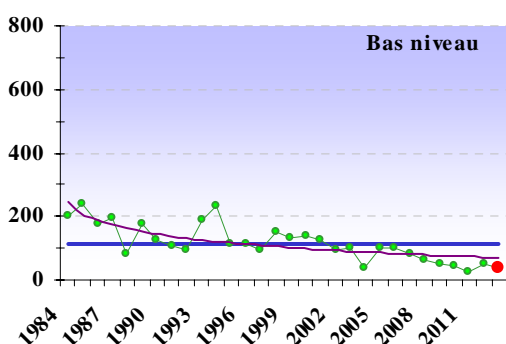
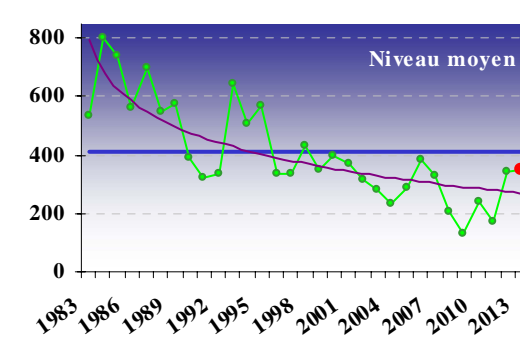
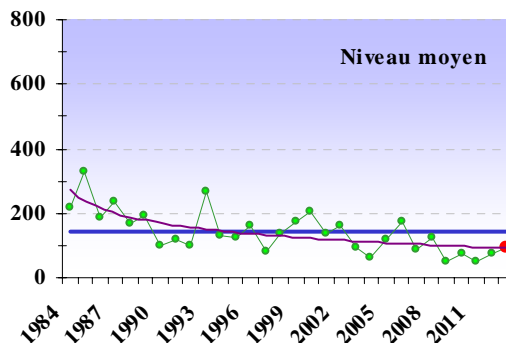
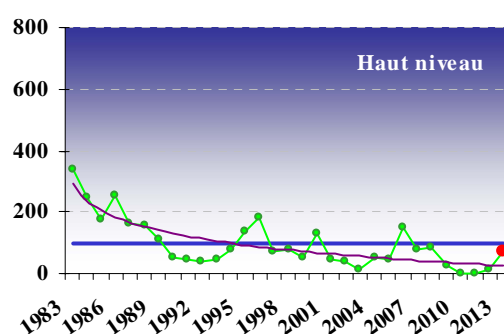
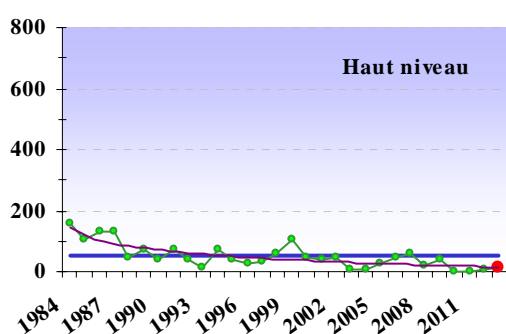


Figure 4.1.3 : Evolution des biomasses de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²) en mars et en septembre ; moyennes (droites) et courbes de tendance

C'est dans la partie centrale de la radiale que les fucales restent les plus denses (tableau 4.1.2 et figures 4.1.4 et 4.1.5).

Radiale <i>Fucus serratus</i>	Mars 2013	Moyenne mars 1984/2013	Septembre 2013	Moyenne septembre 1983/2013
Haut niveau	13	51	72	96
Niveau moyen	90	141	349	410
Bas niveau	38	116	147	347

Tableau 4.1.2 : Biomasses moyennes de *Fucus serratus* aux abords du Cap de Flamanville en grammes de poids sec/0.25m²



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

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

En vert, les poids sec en grammes par 0,25 m² ; en rouge, les valeurs 2013 ; en bleu, la biomasse moyenne calculée sur la période d'observation ; en mauve, la courbe de tendance

Après la disparition des fucales en limite supérieure de la radiale en 2010 et 2011 (photographie 4.1.5), la présence de quelques thalles de *Fucus serratus* est constatée en 2012.

En 2013, les biomasses évaluées à ce niveau en mars et en septembre sont en hausse.



*Photographie 4.1.5 : La partie supérieure de la radiale de *Fucus serratus* en mars 2011*

Dans la partie médiane de la radiale, la plus abondante, après les valeurs minimales de fin d'été atteintes de 2008 à 2011, les valeurs 2013 restent comparables à celles, en hausse, de 2012.



*Photographie 4.1.6 : La partie médiane de la radiale de *Fucus serratus* en mars 2011*

Par contre, au niveau inférieur de la population, les valeurs 2013 diminuent atteignant une minimale en septembre.

4.1.3.2. Dénombrement des algues baguées

La perte des pieds de *Fucus serratus* bagués en mars 2013 atteint 25 % en septembre, valeur relativement faible sachant que le maximum atteint 54 % (1989) et le minimum 13 % (2007). La moyenne est de 36 % de pertes six mois après la pose des bagues (figure 4.1.6).

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...

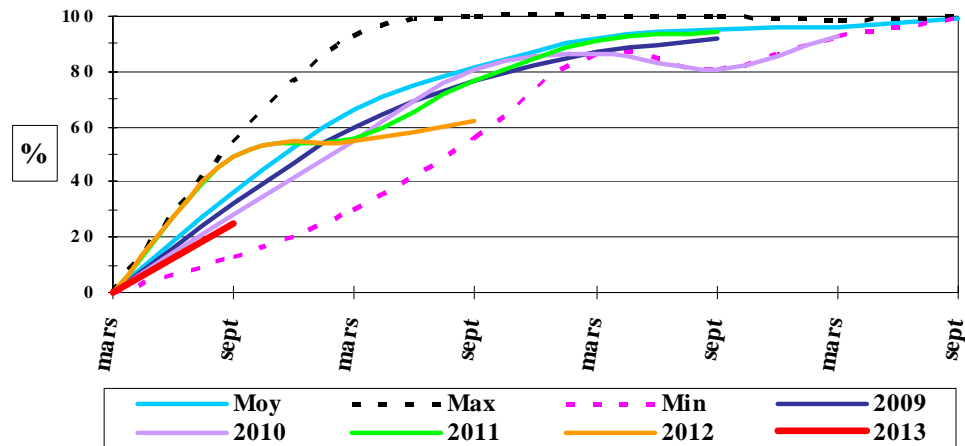


Figure 4.1.6 : Dépopulation des individus bagués (1983 à 2013)

4.1.3.3. Biométrie des algues baguées

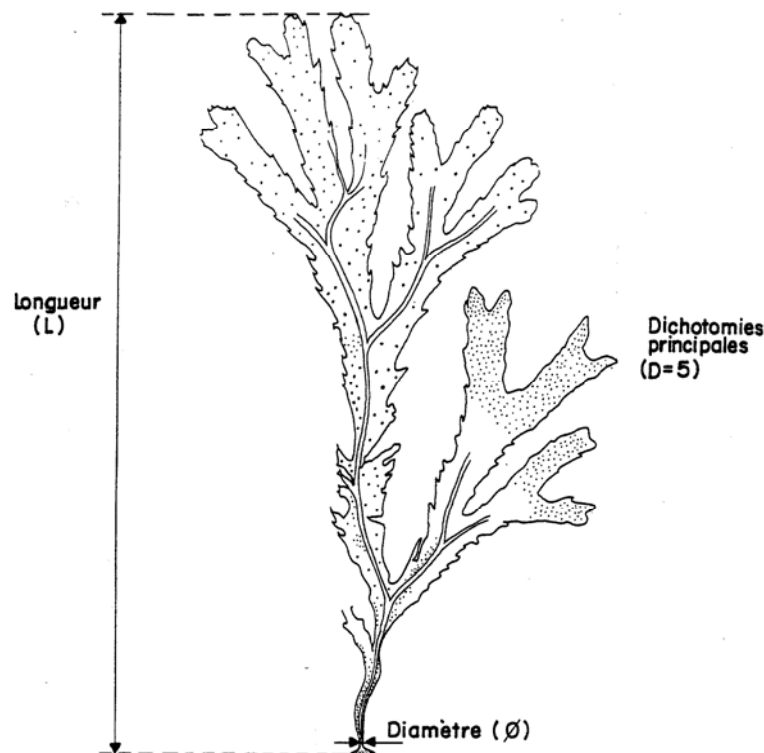


Figure 4.1.7 : *Fucus serratus*. Paramètres mesurés

4.1.3.3..1 Diamètre des stipes

Les diamètres des stipes de *Fucus serratus* bagués en 2013 atteignent en moyenne 5,5 mm en fin d'hiver et 5.9 mm en fin d'été. Ils restent inférieurs aux moyennes calculées sur la période 1983 à 2013 (5,9 et 6,4 mm) (figure 4.1.8).

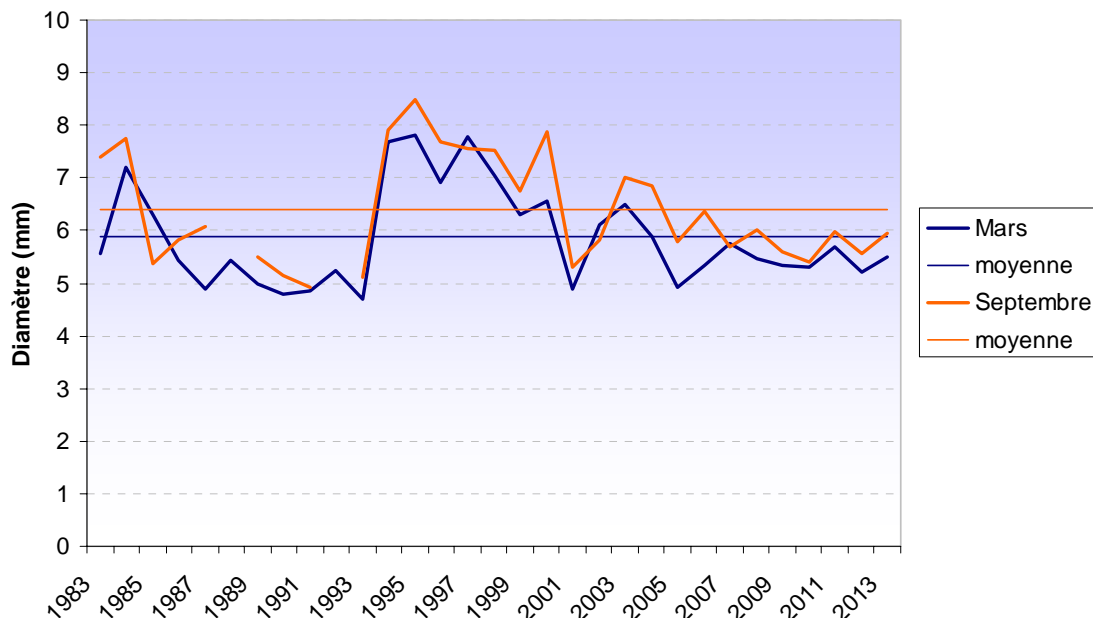


Figure 4.1.8 : Diamètre des stipes de *Fucus serratus* en mars et en septembre

4.1.3.3..2 Longueur des thalles

Les longueurs moyennes des individus bagués en 2013 sont supérieures à celles des années antérieures. (figure 4.1.9).

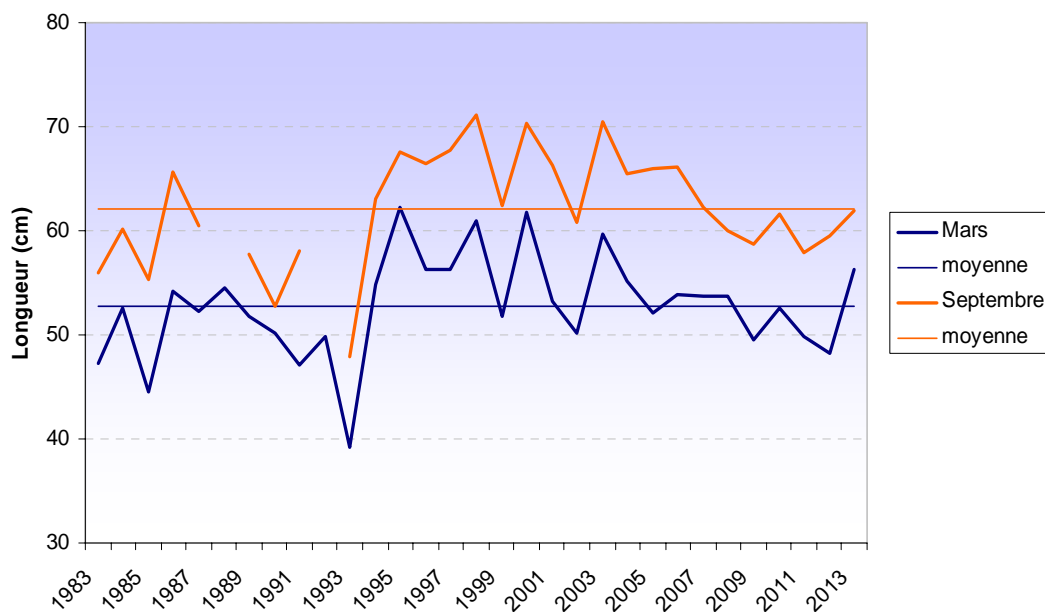


Figure 4.1.9 : Longueur moyenne des thalles de *Fucus serratus* en mars et en septembre

Néanmoins, la croissance des thalles de *Fucus serratus* bagués en 2013 est restée faible : de mars à septembre 2013, la longueur s'est accrue en moyenne de 5,6 cm (valeur inférieure à la moyenne, 9,8 cm, calculée sur la période 1983-2013). Les valeurs s'échelonnent de 2,6 cm en 1990 à 18,4 cm en 1985 (figure 4.1.10).

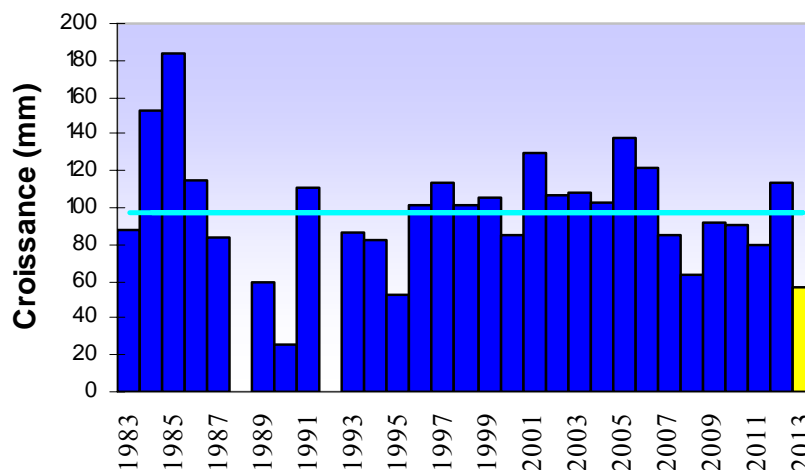


Figure 4.1.10 : Croissance moyenne des thalles de *Fucus serratus* de mars à septembre

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 4.1.7 : 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 2013

Lot bagué en mars 2013 :

En mars 2013, 63 % des thalles d'individus présentent des signes de fertilité (43 % en 2012), 45 % en juin (52 % en 2012) et 95 % en septembre (98 % en 2012) (figures 4.11 et 4.12) :

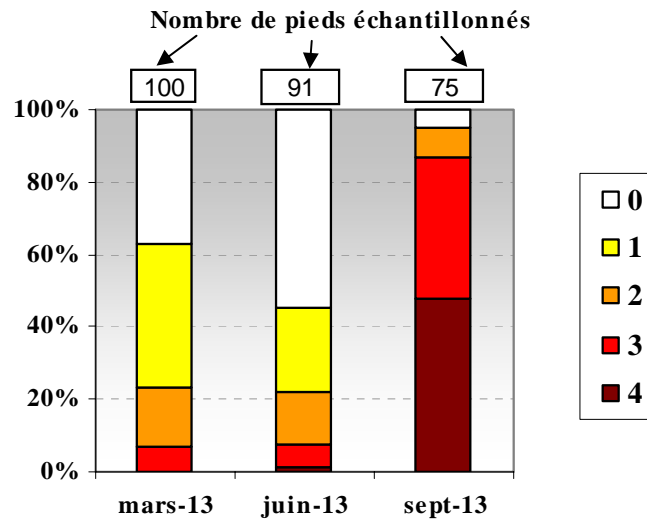


Figure 4.1.11 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2013

Lot bagué en mars 2012 :

Comme sur le lot bagué en 2013, c'est en juin 2013 que le pourcentage d'algues fertiles est plus faible :

- 58 % en mars
- 30 % en juin
- 92 % en septembre

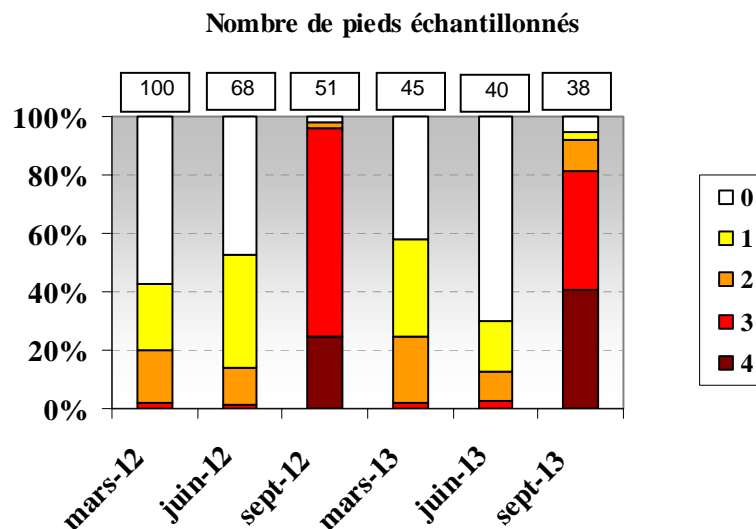
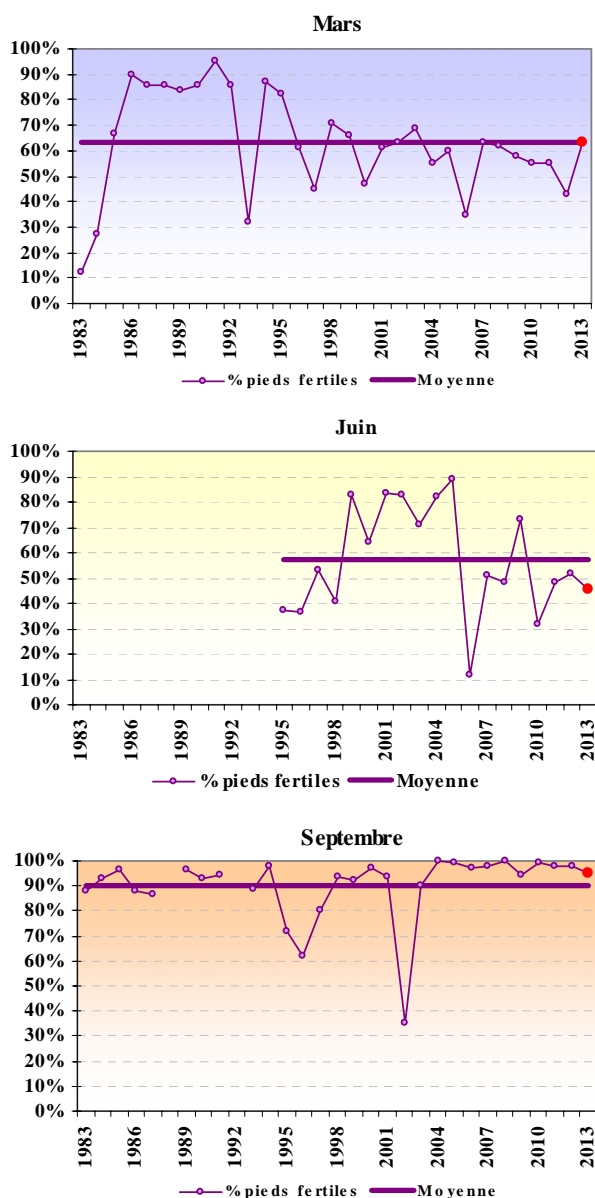


Figure 4.1.12 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2012

4.1.3.4..2 Variations annuelles

- Le pourcentage de *Fucus serratus* fertiles évalué en mars 2013 est en hausse atteignant la valeur moyenne observée sur la période 1983 à 2013 (figure 4.1.13)
- En juin, le pourcentage 2013 est en baisse, 46 %, restant inférieur à la moyenne calculée sur la période 1995/2012
- En septembre 2013, le pourcentage de thalles fertiles reste élevé, 95 %. Depuis 2003, les valeurs restent fortes et supérieures à la moyenne

Figure 4.1.13 : 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 4.1.14).

Au 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 pour atteindre la maturité en fin d'été.

Les données du mois de mars sont relativement stables depuis 1998, en juin elles sont plus irrégulières.

En septembre, la fertilité est très développée. La maturation des thalles de *Fucus serratus* est en cours.

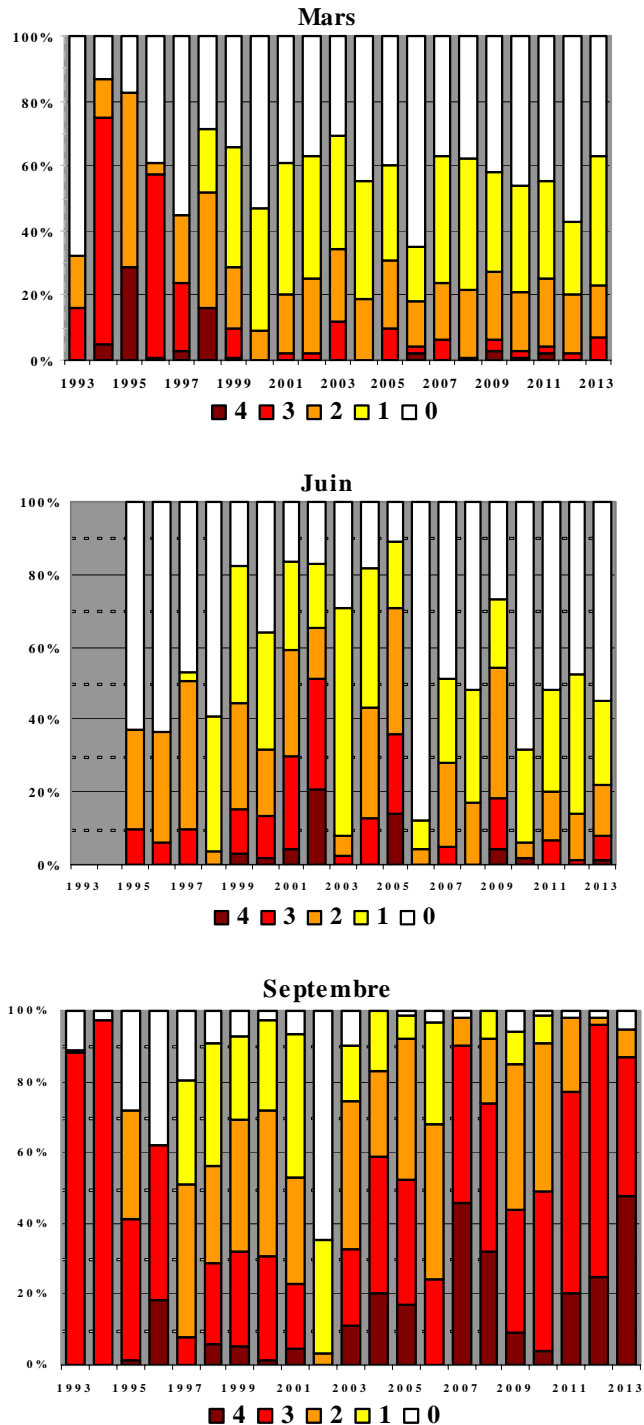


Figure 4.1.14 : Evolution des différents stades de la fertilité des pieds de *Fucus serratus*

Les taux moyens de fertilité sont calculés à partir des pourcentages des quatre niveaux de maturité de *Fucus serratus*. Les moyennes de ces taux, calculées sur la période 1993 à 2013, atteignent des valeurs comparables en mars et en juin, respectivement 27 et 26 %. En septembre, la moyenne atteint 58 %. Depuis 2003, le niveau de maturité de fin d'été reste supérieur ou égal à cette valeur (figure 4.1.15).

En 2013, les valeurs du premier semestre sont inférieures à ces moyennes (23 % en mars, 19 % en juin).

En septembre, le taux moyen atteint 81 %, valeur forte et largement supérieure à la moyenne.

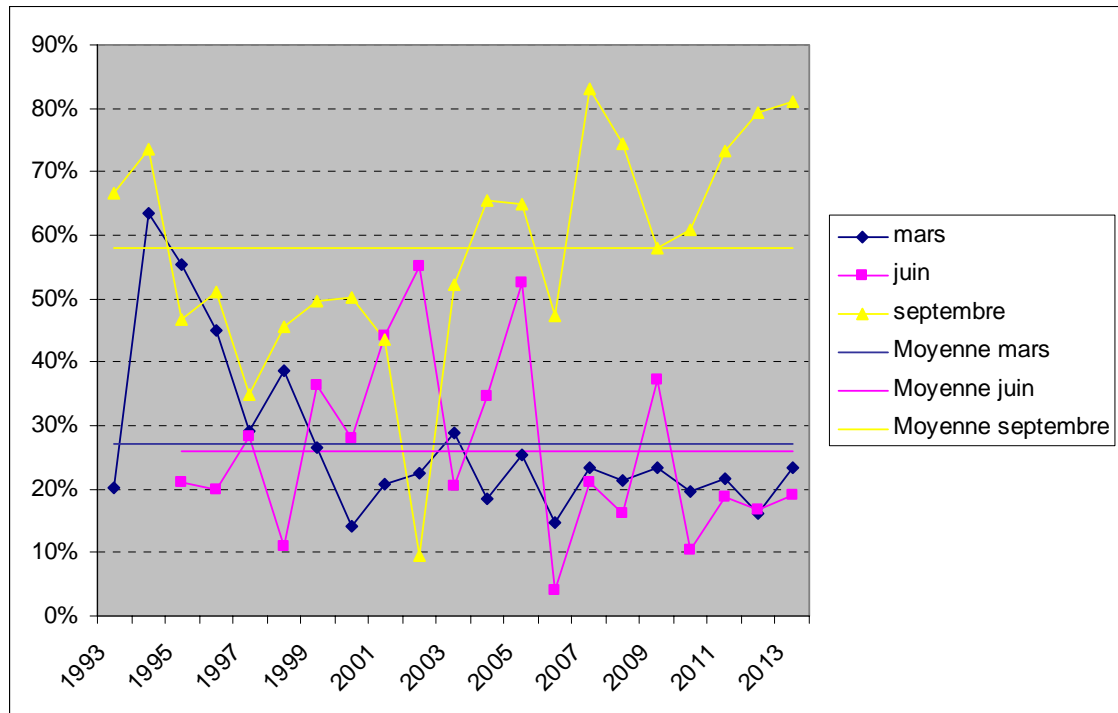


Figure 4.1.15 : Evolution du taux moyen de fertilité des pieds de *Fucus serratus* depuis 1993

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 faites au cours de l'année 2013.

4.1.4. Comparaison avec d'autres populations de Fuciales

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 fuciales est établi en trois points, très éloignés l'un de l'autre, représentatifs de la frontière Atlantique/Manche-Ouest (Guissény), de la Manche Centrale toujours sous régime océanique dominant (Flamanville) et de la Manche-Est sous régime plus continental (Paluel) (Drévès et al, 2009).

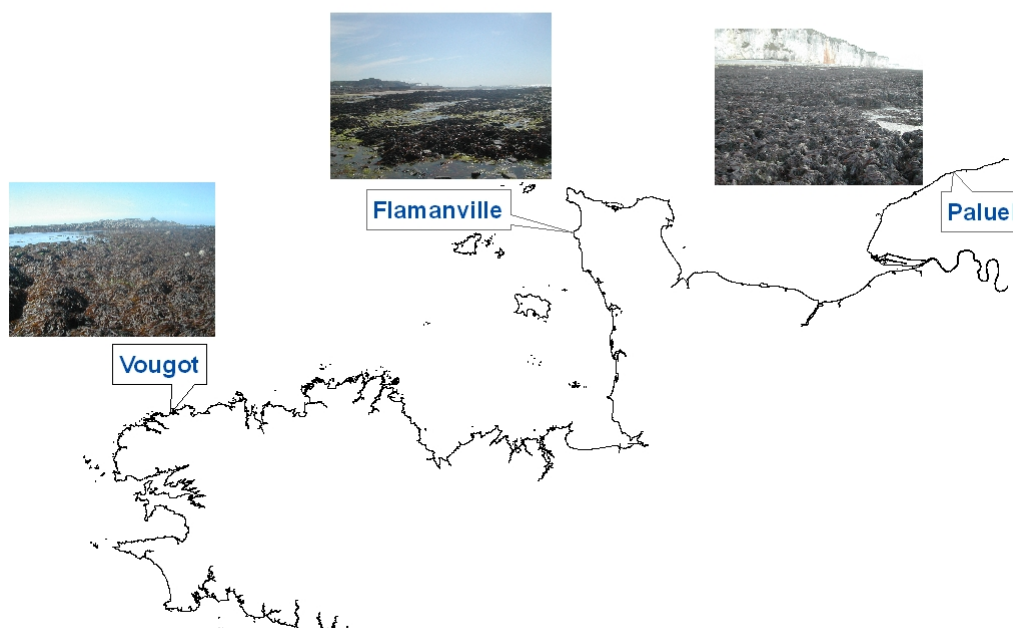


Figure 4.1.16 : Localisation des 3 sites de prélèvements de *Fucus serratus*

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, la tendance observée de 1994 à 2011 pour les populations normandes et de 2005 à 2011 pour la population bretonne est une baisse des biomasses (figure 4.1.17).

Après les valeurs minimales atteintes en 2011, les biomasses évaluées en 2012 à Guissény, Flamanville et Paluel sont en hausse. Cette augmentation importante à Flamanville et à Guissény est infime à Paluel.

En 2013, la tendance à la hausse se confirme à Guissény et à Paluel. A Flamanville la biomasse moyenne diminue très légèrement (tableau 4.1.3).

Biomasses	Guissény	Flamanville	Paluel
Mars 2013	306	47	52
Septembre 2013	240	189	83
Bilan annuel 2013	273	118	67
<i>Bilan annuel 2012</i>	<i>220</i>	<i>122</i>	<i>60</i>
<i>Bilan annuel 2011</i>	<i>173</i>	<i>75</i>	<i>58</i>

Tableau 4.1.3 : Biomasses moyennes de *Fucus serratus* (en grammes de poids sec/0.25m²)

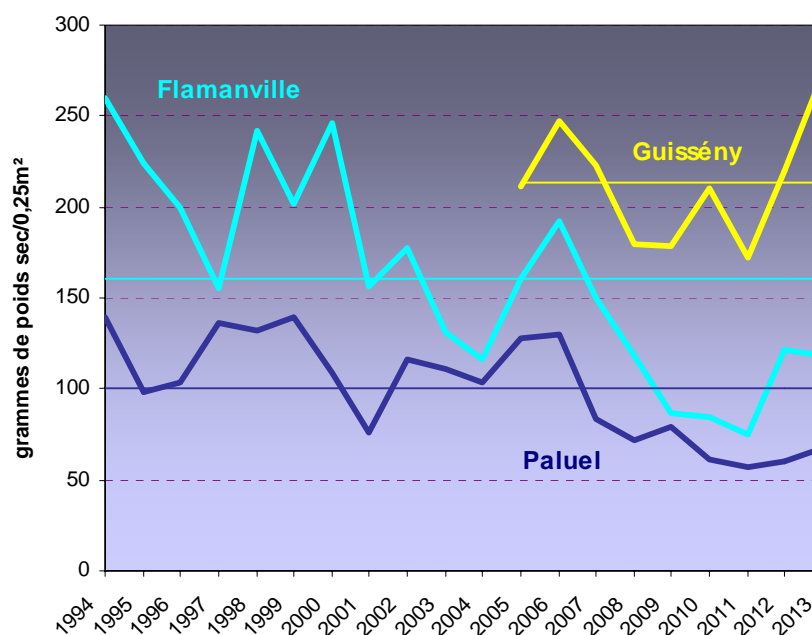


Figure 4.1.17 : Evolution des biomasses moyennes annuelles de *Fucus serratus* à Flamanville, Paluel et à Guissény (en grammes de poids sec/0,25m²) ; Valeurs annuelles, moyennes

A noter sur toute la période d'observation, un gradient croissant d'Est en Ouest.

Les biomasses évaluées en mars 2013 sont quasiment stables à Flamanville et à Paluel ; à Guissény la valeur est en hausse (figure 4.1.18). L'évolution des biomasses des deux populations normandes est comparable en particulier depuis 2005. Les valeurs sur ces deux sites restent inférieures à celles enregistrées en Bretagne Nord (moyennes sur la période 2005 à 2013 en grammes de poids secs par 0,25 m²: 59 g à Flamanville, 67 g à Paluel, 159 g à Guissény).

En septembre 2013, nous observons une hausse des biomasses à Paluel et à Guissény, une baisse à Flamanville (figure 4.1.19). Les biomasses moyennes sur la période 2005 à 2013 atteignent alors 97 g à Paluel, 187 g à Flamanville et 267 g à Guissény.

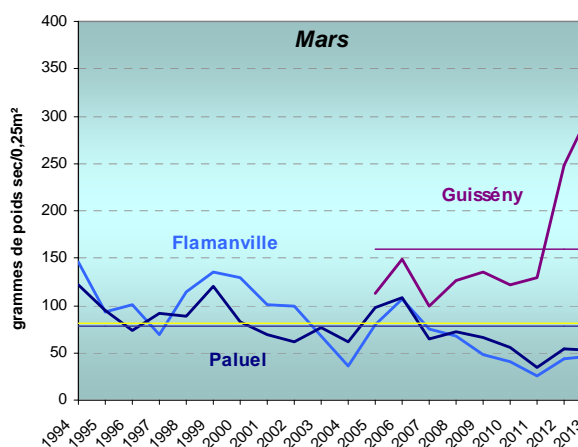


Figure 4.1.18 : Evolution des biomasses moyennes en fin d'hiver

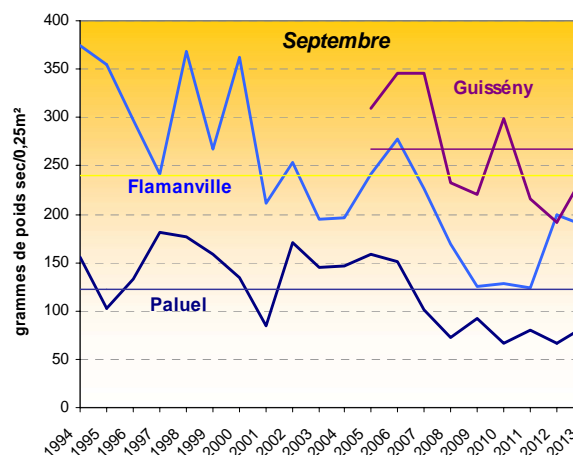


Figure 4.1.19 : Evolution des biomasses moyennes en fin d'été

Droite jaune : biomasse moyenne 1994 à 2013 à Flamanville, droite mauve : biomasse moyenne 2005 à 2013 à Guissény, droite bleue : biomasse moyenne 1994 à 2013 à Paluel

En général, suite à la croissance des thalles, les biomasses sont plus fortes en fin d'été mais nous constatons quelques exceptions :

Les biomasses observées en 2013 à Guissény sont très élevées en mars (maxi) et plus faibles en septembre (comme en 2012).

A Paluel en 2008, les valeurs de fin d'hiver et de fin d'été sont égales, c'est sur ce site que les biomasses évaluées en septembre restent les plus basses, les croissances algales sont plus faibles.

A Flamanville, cette différence saisonnière a toujours été bien marquée.

4.1.4.2. Fertilité

Les pourcentages de thalles de Fucales présentant des signes de fertilité sont évalués à Guissény et à Flamanville en mars, juin et septembre. A Paluel les observations ont lieu en mars et septembre.

En juin 2013, une mission a été exceptionnellement organisée à Paluel fournissant ainsi des nouvelles données sur la fertilité à cette période de l'année.

Globalement, les taux de fertilité obtenus en fin d'hiver restent plus faibles à Paluel : 22 % en moyenne sur la période 2005 à 2013 alors qu'ils atteignent 55 % à Flamanville et 66 % à Guissény.

En septembre, les valeurs à Flamanville sont particulièrement élevées : 98 % de la population échantillonnée présente des signes de fertilité (moyenne calculée sur la période 2005 à 2013). Les valeurs à Paluel sont comparables à celles de Guissény respectivement 81 % et 80 % en moyenne calculée sur cette même période.

En mars 2013, les taux de fertilité observés sont en hausse sur les trois sites, particulièrement à Guissény et à Flamanville. Comme les années antérieures, la population de *Fucus serratus* de Paluel présente alors un pourcentage d'algues fertiles beaucoup plus faible (tableau 4.1.4 et figure 4.1.20).

En juin 2013, ce taux à Paluel a beaucoup progressé atteignant 91 %. C'est sur ce site que la fertilité est alors la plus forte. Par contre à Flamanville, la valeur est la plus faible avec 45 % de thalles plus ou moins fertiles. A Guissény, le taux a légèrement augmenté depuis mars (tableau 4.1.4 et figure 4.1.21).

En septembre 2013, les pourcentages relativement élevés sont en légère baisse sur les trois sites. Le taux à Flamanville reste le plus fort (tableau 4.1.4 et figure 4.1.22).

Thalles fertiles 2013	Guissény	Flamanville	Paluel
Mars	71	63	28 ²⁴
Juin	76	45	91²⁵
Septembre	79	95	82 ²⁶

Tableau 4.1.4 : Pourcentages de thalles de *Fucus serratus* fertiles en 2013

²⁴ Moyenne St Valéry en Caux et Veulettes

²⁵ Val Martin

²⁶ Moyenne des trois stations

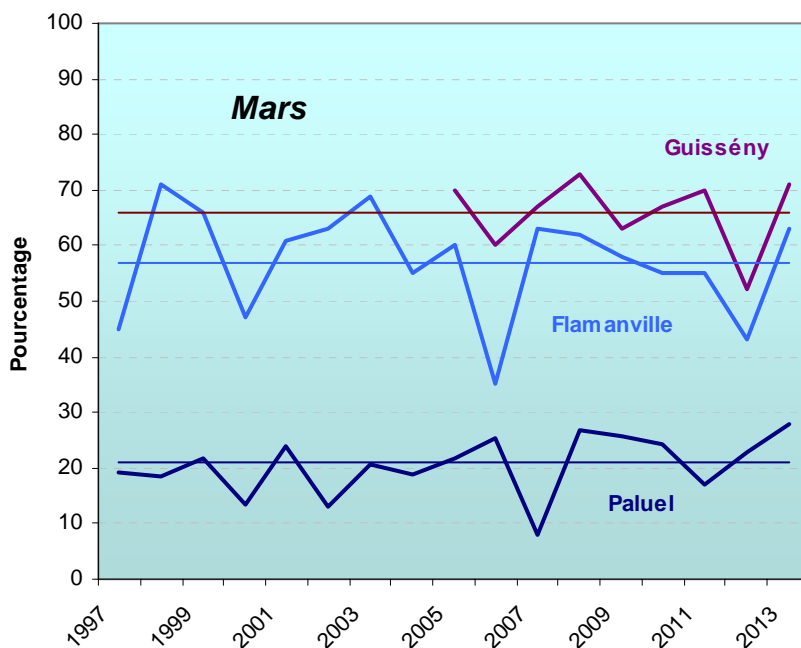


Figure 4.1.20 : Evolution des pourcentages de thalles fertiles en mars
Droite bleue : moyenne 1997 à 2013 à Flamanville, droite mauve : moyenne 2005 à 2013 à Guissény, droite bleue foncée : moyenne 1997 à 2013 à Paluel

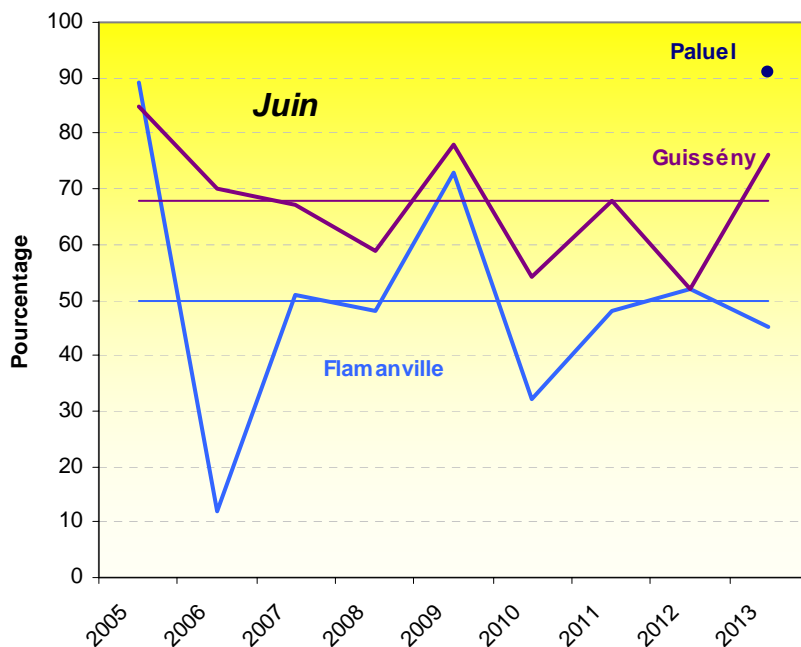


Figure 4.1.21 : Evolution des pourcentages de thalles fertiles en juin
Droite bleue : moyenne 2005 à 2013 à Flamanville, droite mauve : moyenne 2005 à 2013 à Guissény

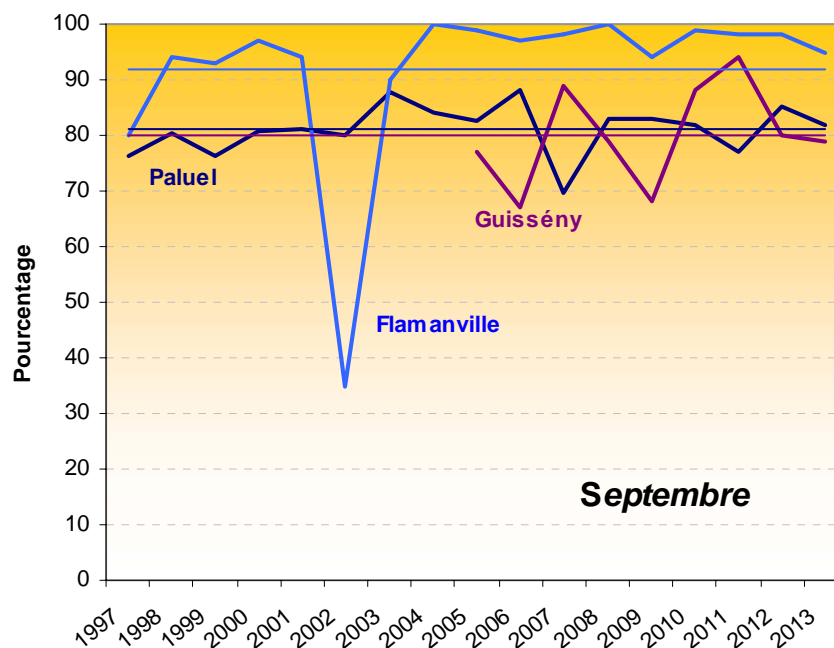


Figure 4.1.23 : Evolution des pourcentages de thalles fertiles en septembre
Droite bleue : moyenne 1997 à 2013 à Flamanville, droite mauve : moyenne 2005 à 2013 à Guissény, droite bleue foncée : moyenne 1997 à 2013 à Paluel

Quelques différences sont observées d'une population de Fucales à une autre :

- à Paluel, un développement de la fertilité plus faible en mars et beaucoup plus élevé en juin,
- à Flamanville, un fort pourcentage de Fucales plus ou moins fertiles en septembre,

Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de 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. Matériel et méthode

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 (8 à 10 quadrats par point) 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).

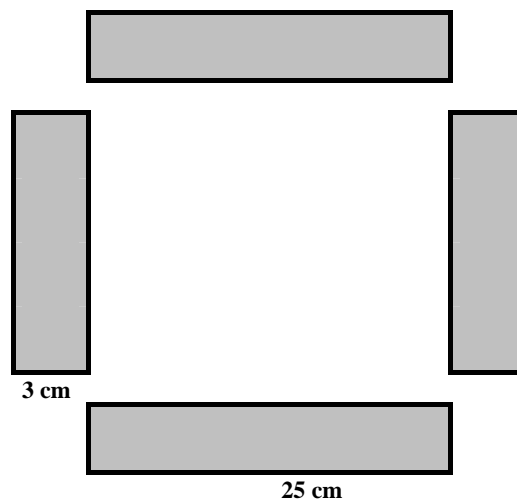


Photo 4.2.5 : Quadrats pour l'étude du recrutement des cirripèdes

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 2013

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.

En 2013, le recrutement des cirripèdes atteint en moyenne 310 individus par 75 cm². Cette valeur est supérieure à celles observées en 2012 et 2011. Elle reste inférieure à la moyenne calculée sur la période 1983 à 2013 (499 individus). Le maximum atteint 2259 individus par 75 cm² en 1986, le minimum 55 en 1990 (figure 4.2.1).

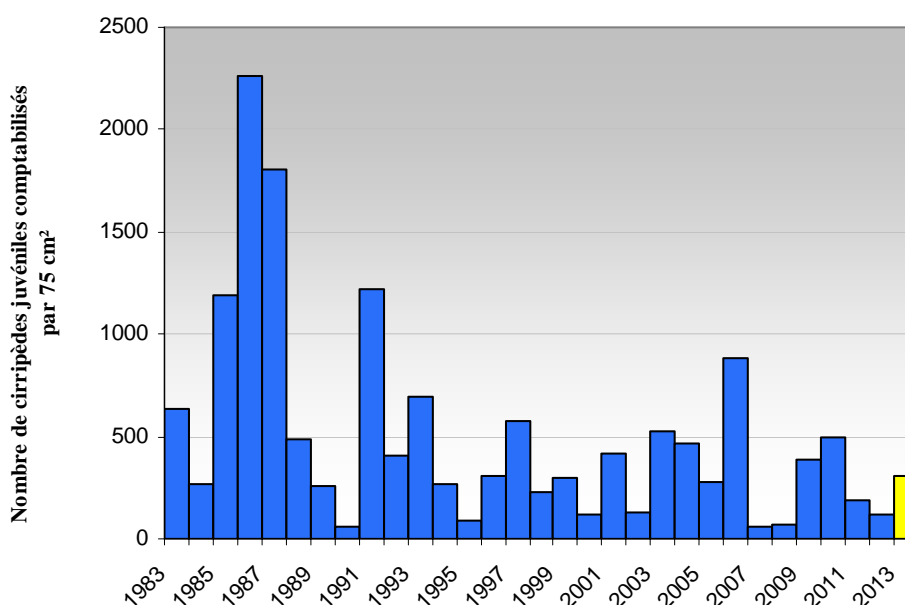


Figure 4.2.1 : Recrutement annuel (moyenne des recrutements comptabilisés en mars, juin et septembre aux 4 stations sur les quadrats de 75 cm²)

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 2013.

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, concerne en priorité les espèces *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*.

Lors de notre mission en mars 2013, les cirripèdes nouvellement fixés n'étaient pas encore métamorphosés. Les comptages n'ont pas pu être réalisés et ont été reportés au mois de juin.

Les quatre stations affichent des valeurs 2013 supérieures à celle de 2012. C'est au Rozel que le recrutement est le plus faible et au sémaphore le plus élevé (tableau 4.2.1).

	Rozel	Sémaphore	Quédoy	Diélette
Recrutement Comptages juin	104	569	329	221
Recrutement Comptages septembre	1	8,5	1	5
Bilan annuel	105	577,5	330	226

Tableau 4.2.1 : Nombre de cirripèdes métamorphosés, comptabilisés par 75 cm² en 2013

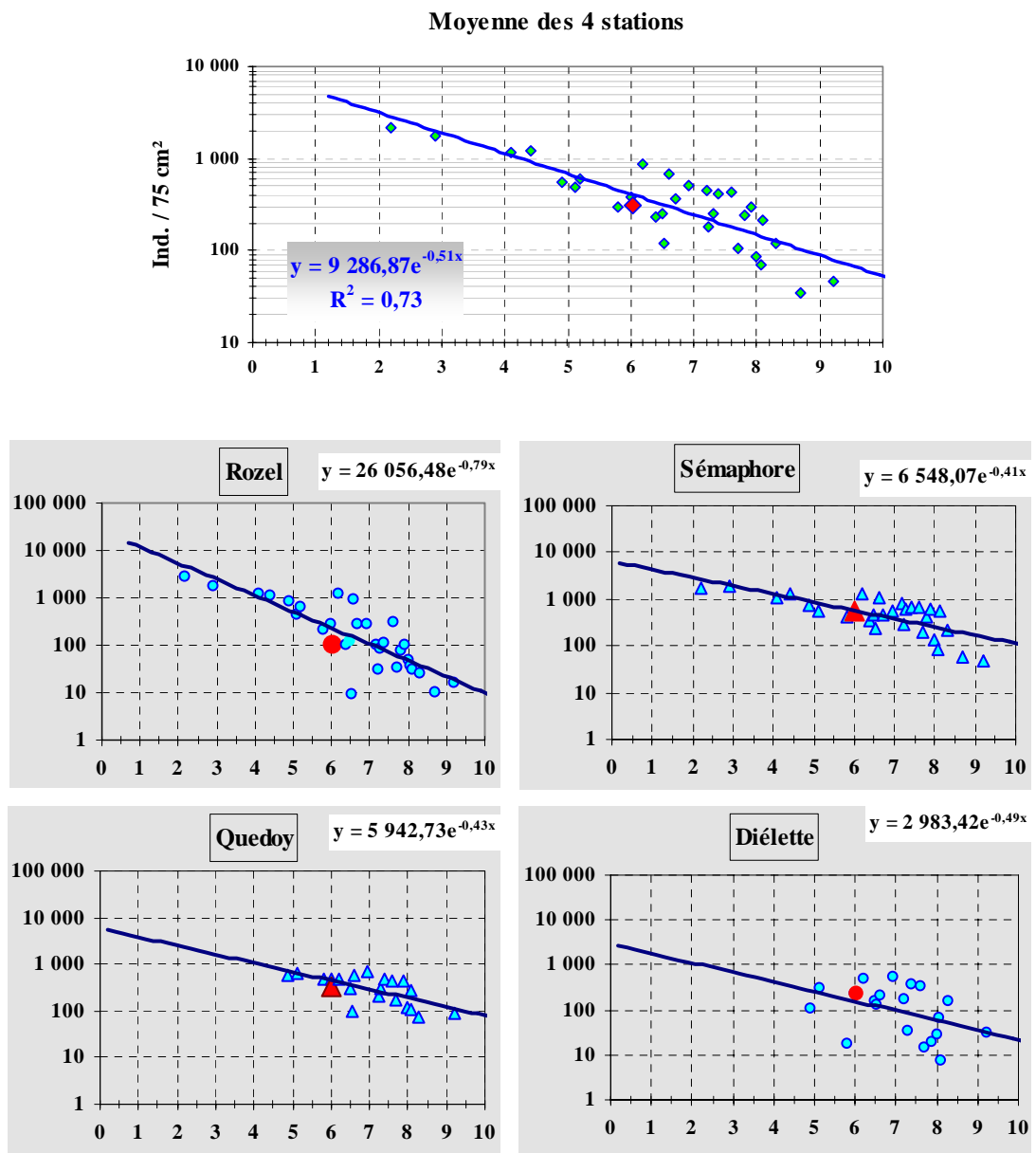
4.2.3.1..2 Recrutement et température de l'air

	Air	Eau		Air	Eau		Air	Eau	
1986	2,20	6,80		1984	6,40		2000	7,65	9,53
1987	2,90	7,21		2012	6,53	9,09	1989	7,80	8,28
1985	4,10			2005	6,54	8,38	1999	7,88	9,31
1991	4,41	7,44		1992	6,56	8,64	1995	8,00	9,67
1997	4,86	7,88		1993	6,56	8,74	1998	8,06	9,28
2010	5,08	7,84		2003	6,96	8,70	2008	8,07	9,80
1983	5,20			1988	7,20	8,41	2002	8,33	9,88
1996	5,80	8,12		2011	7,22	9,05	1990	8,70	8,86
2009	6,01	8,25		1994	7,24	8,65	2007	9,20	10,20
2013	6,03	7,76		2001	7,42	8,92			
2006	6,20	7,92		2004	7,61	8,71			

Tableau 4.2.2 : Température mensuelle minimale de l'air au Cap de La Hague (1983-2013), source Météo France, et de l'eau de mer à Flamanville (1986-2013), 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 4.2.2 & 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.

Les valeurs 2013 confirment cette hypothèse.



4.2.3.2. **Evaluation des densités de cirripèdes**

La densité moyenne de cirripèdes évaluée en 2013 atteint 24 093 individus par m². Cette valeur est quasiment la même qu'en 2012 (24 078) et comparable à celle de 2011 (23 646). Elle reste très inférieure à la moyenne calculée sur la période 1983 à 2013 (40 009 individus par m²). La tendance générale observée sur la période étudiée s'oriente à la baisse avec ces dernières années une certaine stabilité (figure 4.2.3).

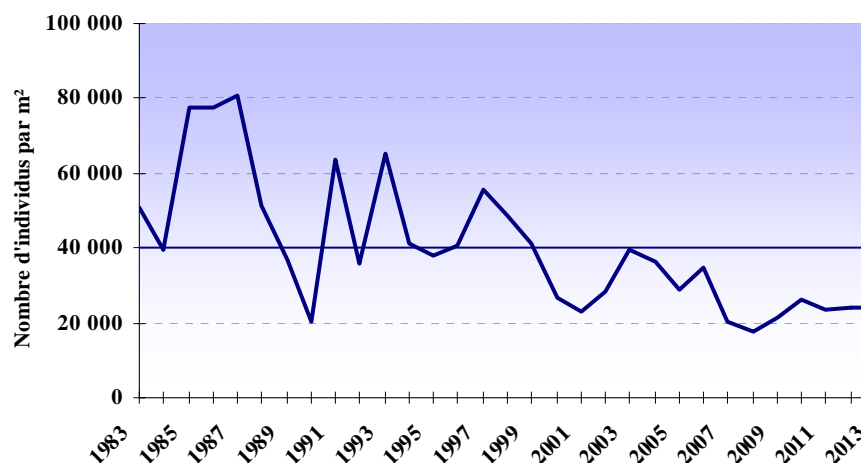


Figure 4.2.3 : Moyenne annuelle des densités de cirripèdes aux quatre stations et valeur moyenne depuis 1983

Les valeurs s'échelonnent de 24 880 individus par m² au Rozel 1 (station la plus haute de la radiale sur l'estran) à 51 760 individus par m² à Diélette niveau inférieur (tableau 4.2.3). Néanmoins, le Rozel reste en moyenne la station la plus abondante, suivie de très près par le Sémaphore.

Les valeurs sont nettement plus faibles dans les niveaux supérieurs des stations, *Semibalanus balanoides* espèce dominante à Flamanville y est moins abondante.

Stations		Densité par strate	Surface occupée du substrat	Densité moyenne
Rozel	Point 1	24 880	20 %	3 732
Rozel	Point 2	40 240	85%	36 216
Rozel	Point 3	39 000	85%	35 100
Rozel	Point 4	34 120	80 %	32 414
Flamanville	Sem sup.	13 867	80 %	11 093
Flamanville	Sem inf.	47 040	90 %	42 336
Flamanville	Quédoy sup	33 933	40 %	13 573
Flamanville	Quédoy inf	41 333	80 %	33 067
Flamanville	Diélette sup	36 480	50 %	18 240
Flamanville	Diélette inf	51 760	40%	20 704

Tableau 4.2.3 : Densités globales des cirripèdes en 2013 (nombre d'individus par m²)

Par rapport à 2012, les valeurs 2013 sont en très légère baisse au Rozel, au Sémaphore et à Quédoy. Par contre à Diélette, elles augmentent (figure 4.2.4).

L'observation des densités depuis 1983 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. En 2013, ces écarts sont peu importants.

Les valeurs au Rozel et au Sémaphore sont une fois encore très comparables (respectivement 26 866 et 26 715 individus par m²). Diélette reste la station la moins abondante.

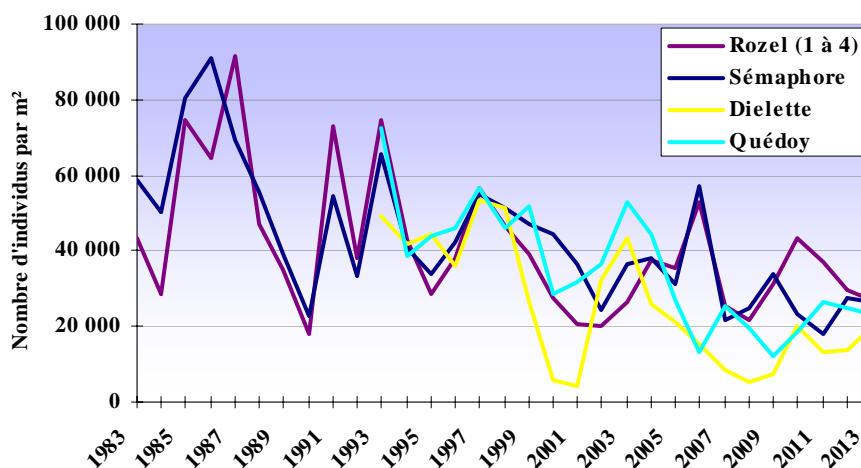
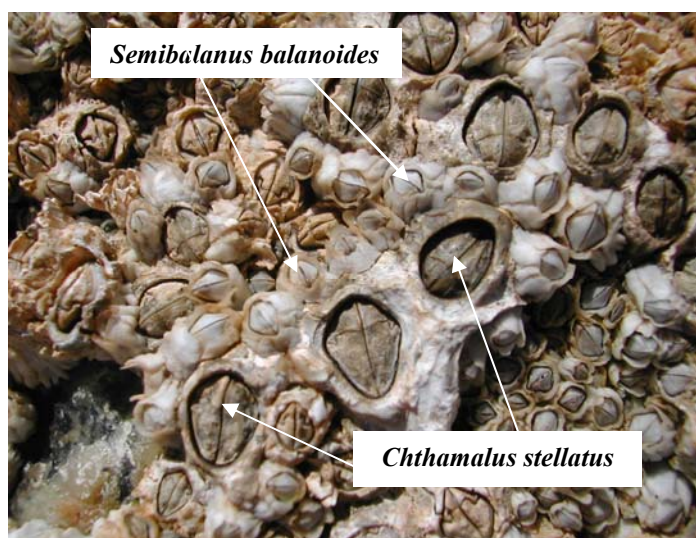


Figure 4.2.4 : Evolution des densités de cirripèdes aux différentes stations

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.



Photographie 4.2.7 : Cirripèdes à la station du Sémaphore

Principaux cirripèdes en zone intertidale sur Flamanville

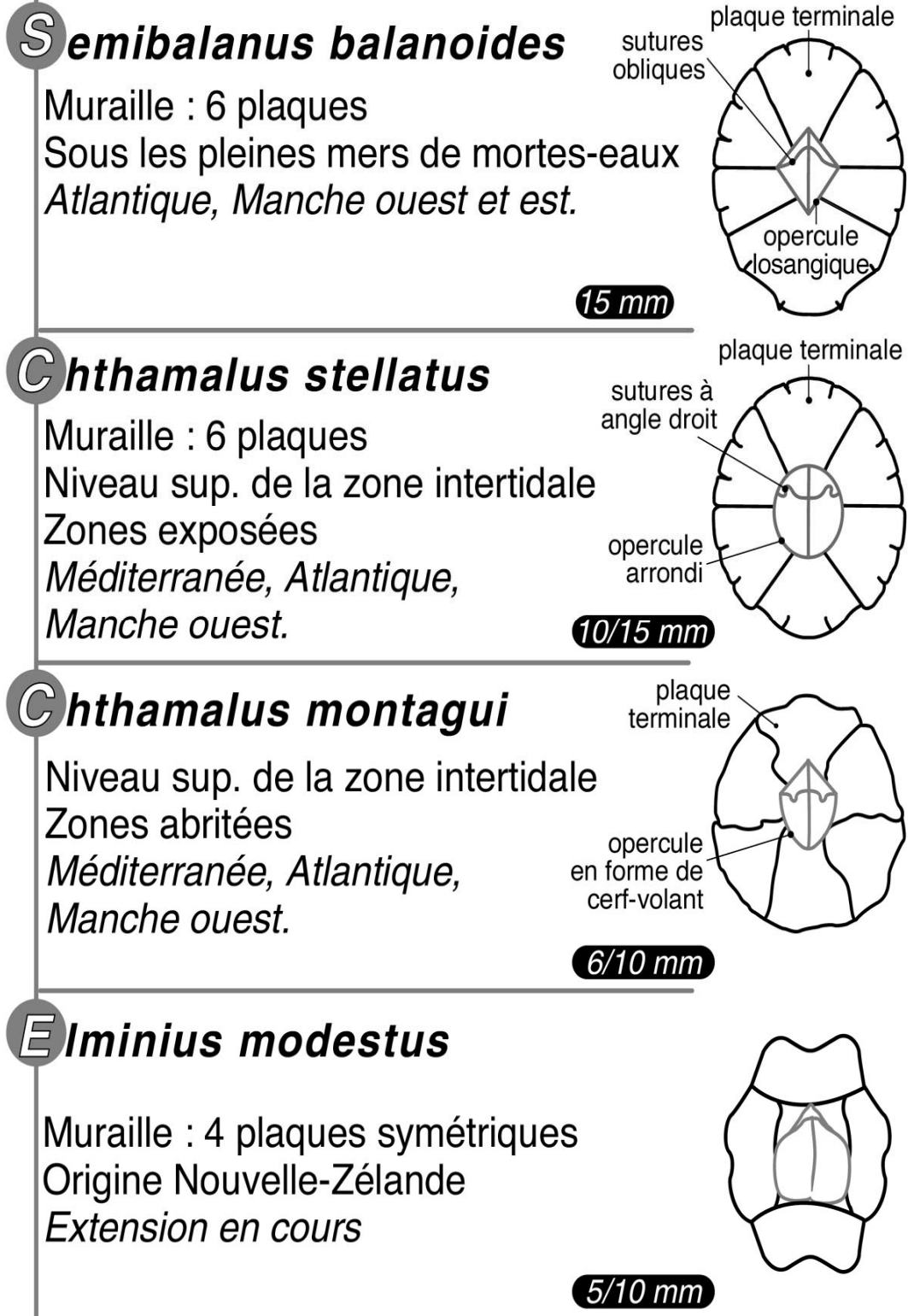


Figure 4.2.5 : Les différentes espèces de cirripèdes rencontrées dans la région de Flamanville

4.2.3.3..1 Résultats 2013

Semibalanus balanoides reste l'espèce dominante dans la région de Flamanville depuis le début des observations (figure 4.2.6). Ses densités en 2013 ont augmenté excepté au Sémaphore où une légère baisse est observée. Cette espèce représente en 2013 94 % du total des cirripèdes à Diélette, 88 % au Sémaphore, 87 % au Rozel et 79 % à Quédoy (figures 4.2.7 et 4.2.8).

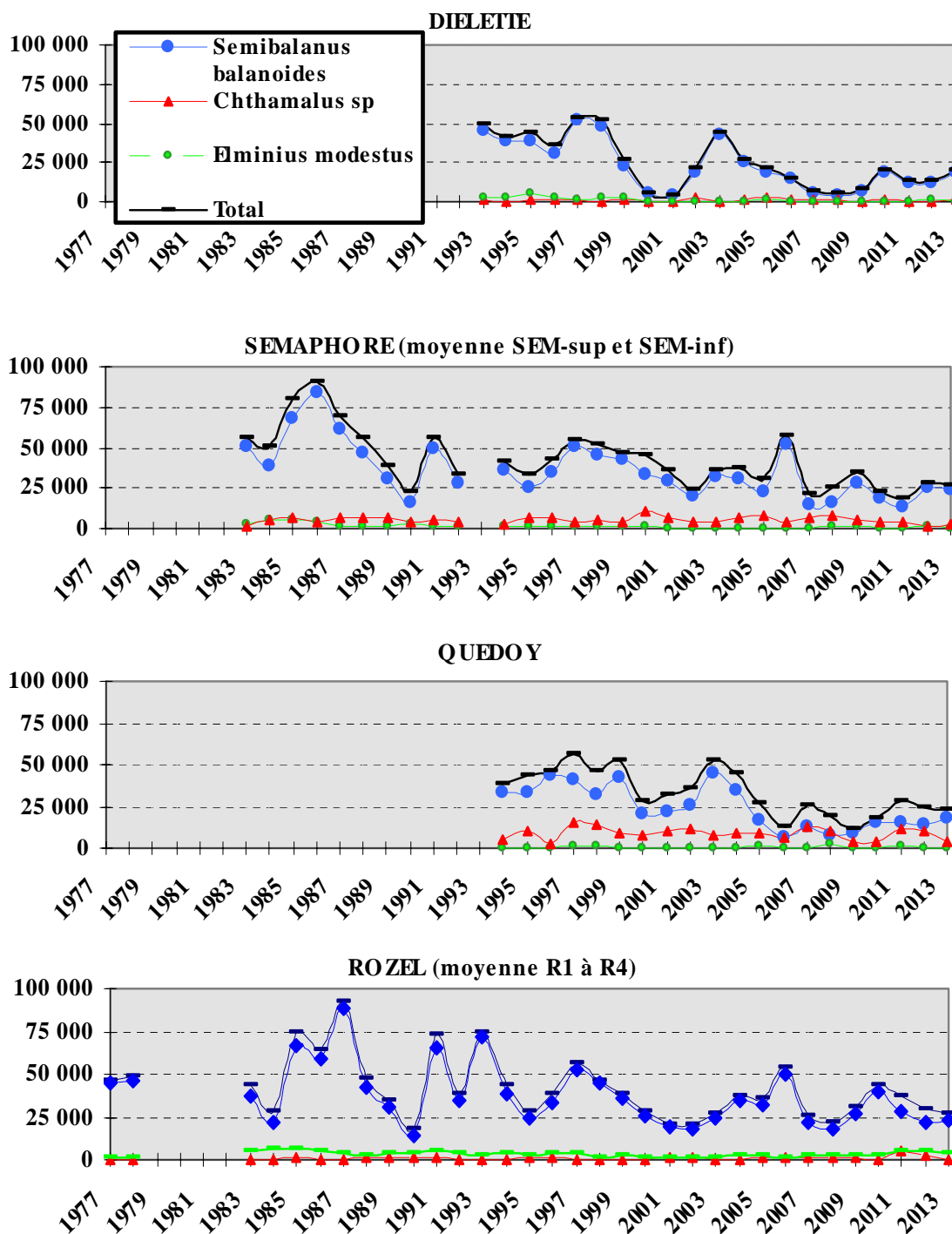


Figure 4.2.6 : Evolution, en nombre d'individus par m², des densités des quatre espèces de cirripèdes depuis 1983

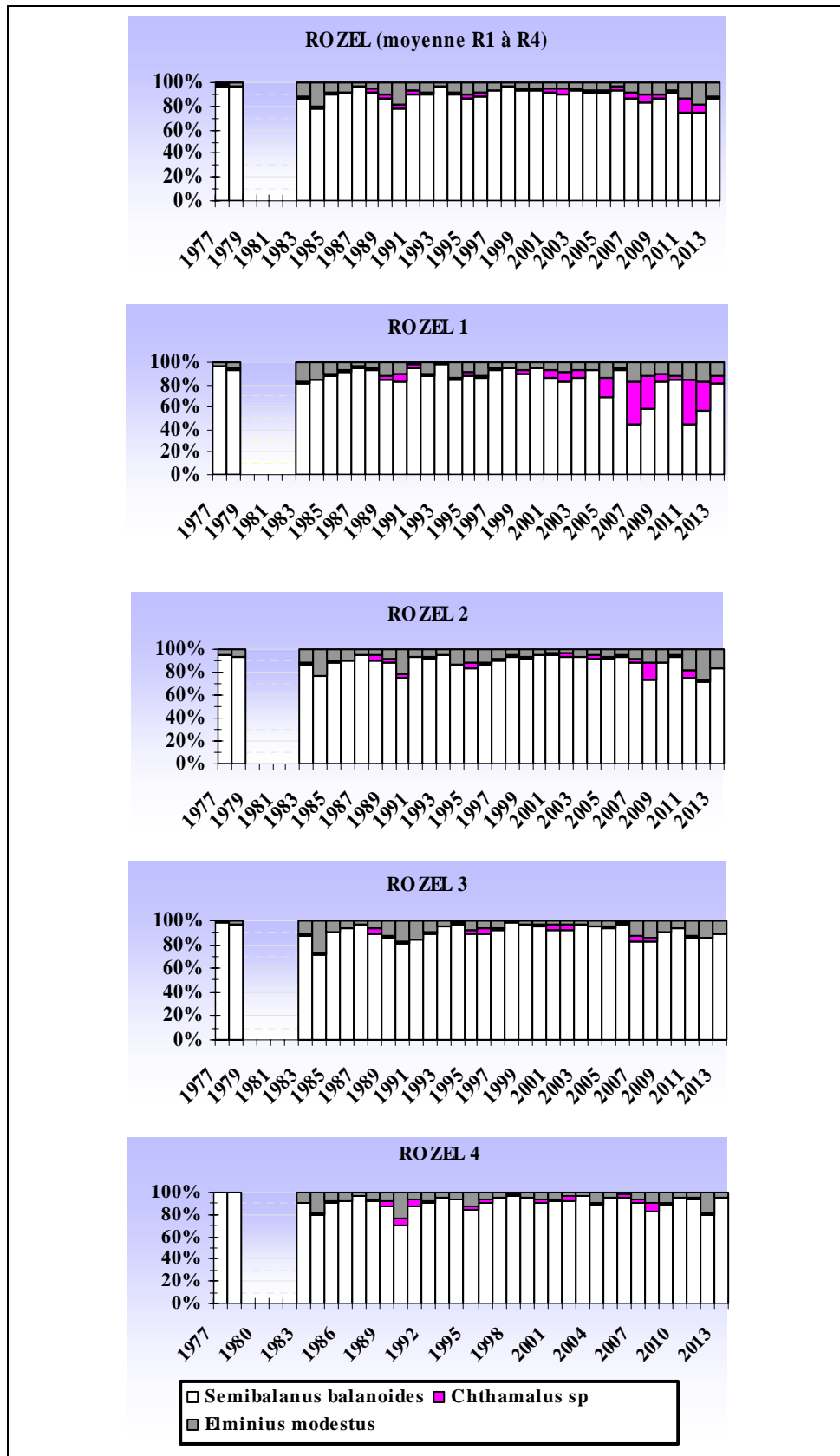


Figure 4.2.7 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes à la pointe du Rozel depuis 1977
(Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)

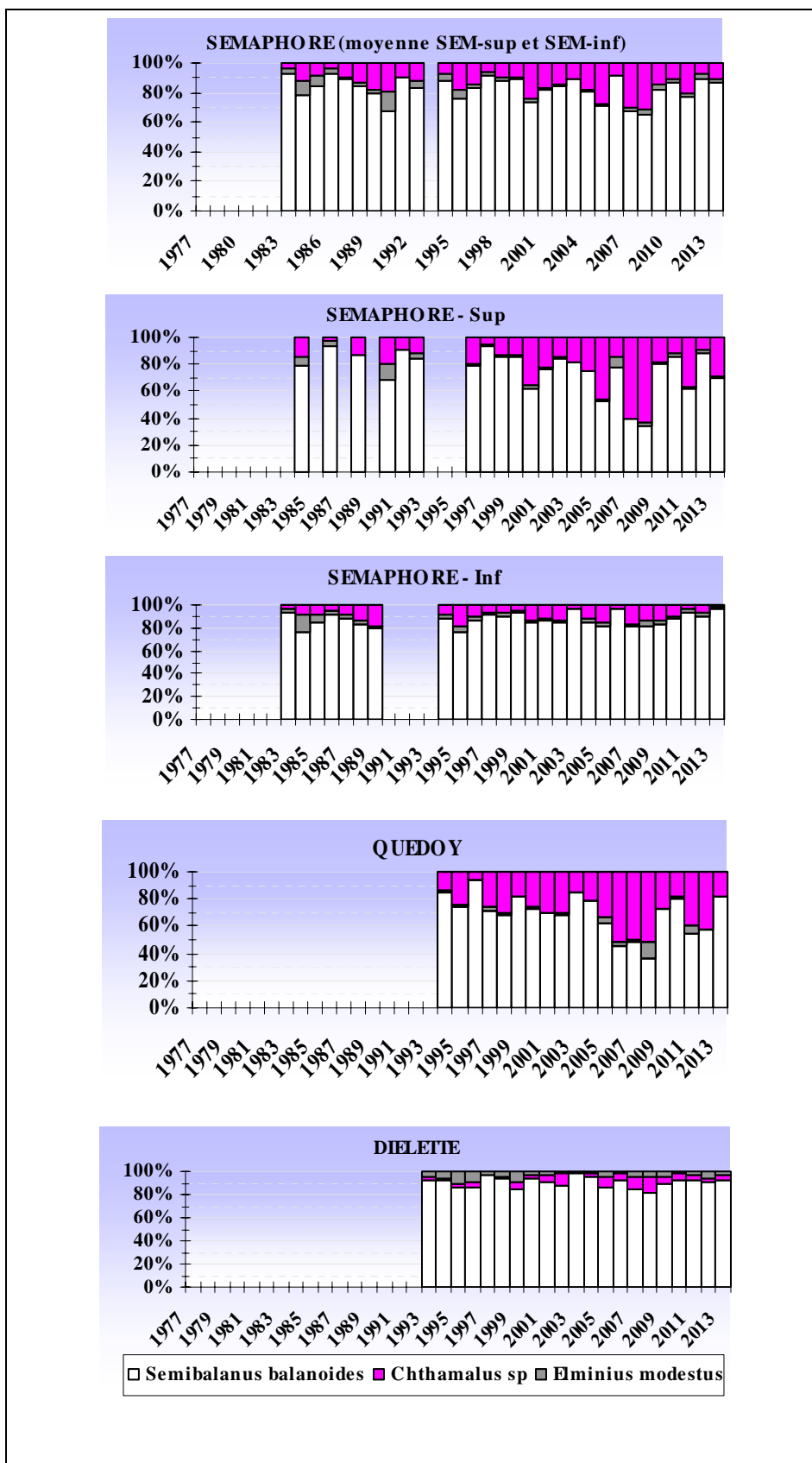


Figure 4.2.8 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes au cap de Flamanville depuis 1983 (Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)

Les densités de **Chthamales**, *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, ont diminué au Rozel et à Quédoy alors qu'au Sémaphore et à Diélette, elles sont en hausse. Ces deux espèces représentent, en 2013, 2 % du total des cirripèdes au Rozel, 4 % à Diélette, 11 % au Sémaphore et 17 % à Quédoy (respectivement 7, 3, 7 et 42 % en 2012).

Depuis le début des études, l'importance des Chthamales observés est minimale au Rozel (3 % en moyenne), faible à Diélette (5 %), points où le substrat est schisteux. Elle est plus élevée en bas du sémaphore (15 %) et maximale à Quédoy (29 %), 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 1 % à Quédoy, 2 % au Sémaphore, 3 % à Diélette et 12 % 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).

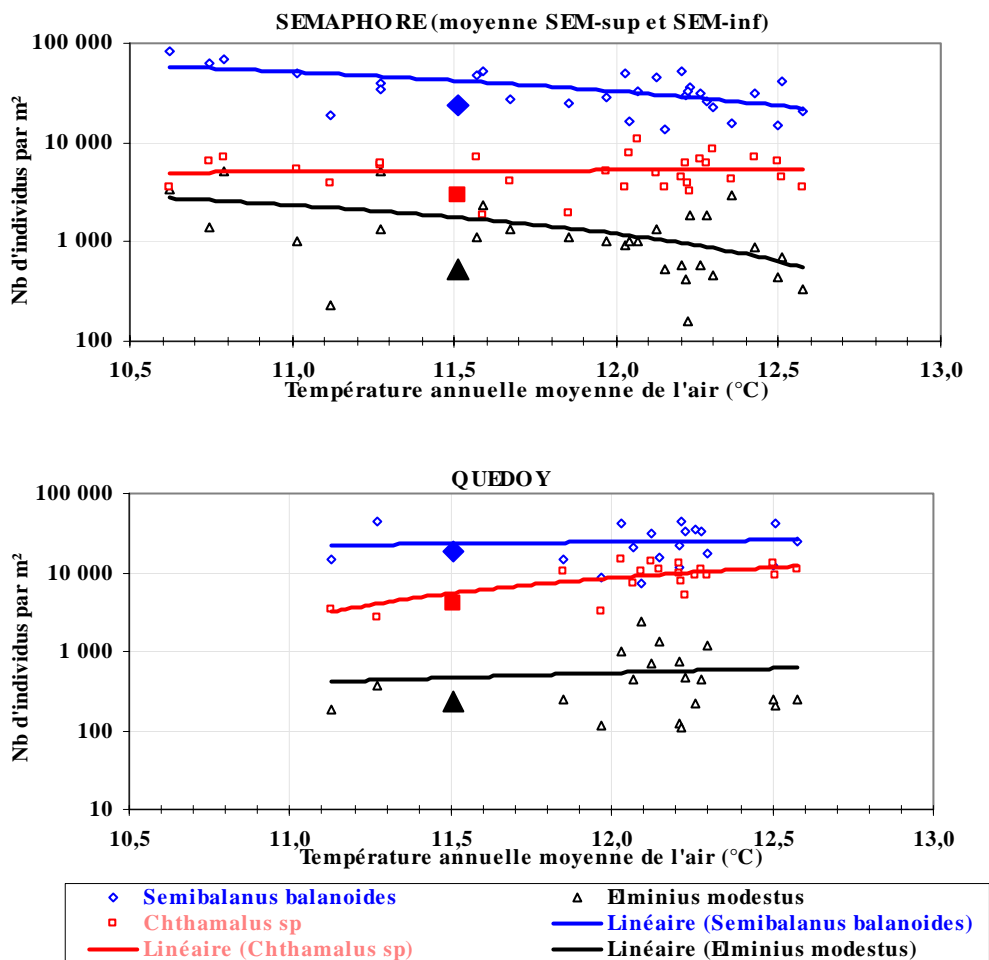


Figure 4.2.9 : Evolution des densités des cirripèdes intertidaux, à la pointe du Rozel (1977-2013), en bas du sémaphore de Flamanville (1983-2013) et dans l'anse de Quédoy (1994-2013), en fonction de la température annuelle moyenne de l'air au cap de La Hague., Valeurs 2013 en symboles colorés

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

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.

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.



Campecopea hirsuta



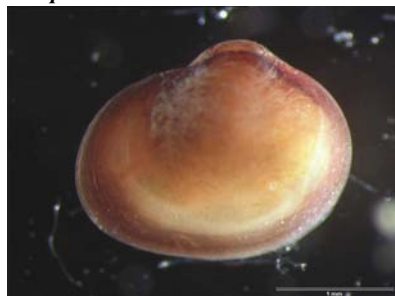
Nereidé



Mélarhaphé neritoides



Littorina saxatilis



Lasaea adansoni



Amphipodes

L'abondance 2013 est supérieure à celle de 2012 au Rozel, à Quédoy et à Diélette. Au Sémaphore, elle reste équivalente. La diversité faunistique reste stable (tableau 4.2.4).

Les prélèvements réalisés dans la partie inférieure de la population de cirripèdes, plus dense, sont plus diversifiés et abondants que ceux des niveaux supérieurs soumis à une dessiccation plus importante. Ainsi au Rozel, 1424 individus ont été comptabilisés en niveau supérieur (Rozel 1) 6432 individus en niveau inférieur (Rozel 4).

	Rozel 1	Rozel 2	Rozel 3	Rozel 4	Rozel moyenne	Sémaphore	Quédoy	Diélette
ANNELIDES								
Polychètes errants								
<i>Néréidés</i>				16	4			
<i>Syllidés</i>			16	48	16			
Polychètes sédentaires								
MOLLUSQUES								
Bivalves								
<i>Lasaeidés</i>								
<i>Lasaea adansoni (rubra)</i>		80	460	1788	582	188		176
<i>Mytilidés</i>				32				
Gastéropodes								
<i>Patellidés</i>								
Patella	80	52	92	124	87	88	132	96
<i>Littorinidés</i>								
<i>Littorina saxatilis</i>	96	181	132	464	218	124	40	85
<i>Melarhaphé neritoides</i>	1072	700	512	548	708	1184	372	332
<i>Trochidés</i>								
<i>Gibbula pennanti</i>								24
<i>Gibbula umbilicalis</i>			16		4			
CRUSTACES								
Amphipodes				48	12	120	85	24
<i>Sphaeromatidés</i>								
<i>Campecopea hirsuta</i>	128	256	252	856	373	132	16	112
ARTHROPODES								
Insectes								
<i>larves de Diptères</i>	48	117	264	668	274	112	48	
Arachnidés								
<i>Acarina</i>		656	1392	1840	972			
Total individus 2013	1424	2042	3136	6432	3250	1948	693	849
Total individus 2012	80	1235	1622	2996	1483	2072	608	540
Total individus 2011	486	2936	2144	9208	3694	1776	624	1508

Tableau 4.2.4 : Faune associée aux cirripèdes, nombre d'individus par m², septembre 2013

Les densités de *Littorina saxatilis* chutent régulièrement depuis 1985, atteignant des minima en 2008. Après une augmentation en 2009 et 2010, en particulier au Sémaphore, les densités de *Littorina saxatilis* décroissent à nouveau en 2011. Après une légère hausse en 2012, la moyenne 2013 des quatre stations diminue, en particulier au Sémaphore (figure 4.2.10).

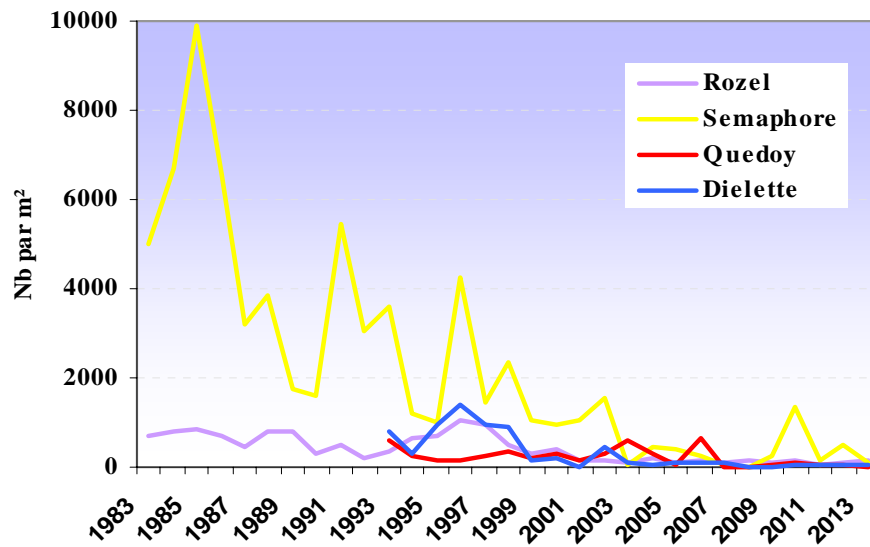


Figure 4.2.10 : Evolution des densités de *Littorina saxatilis* associées aux cirripèdes

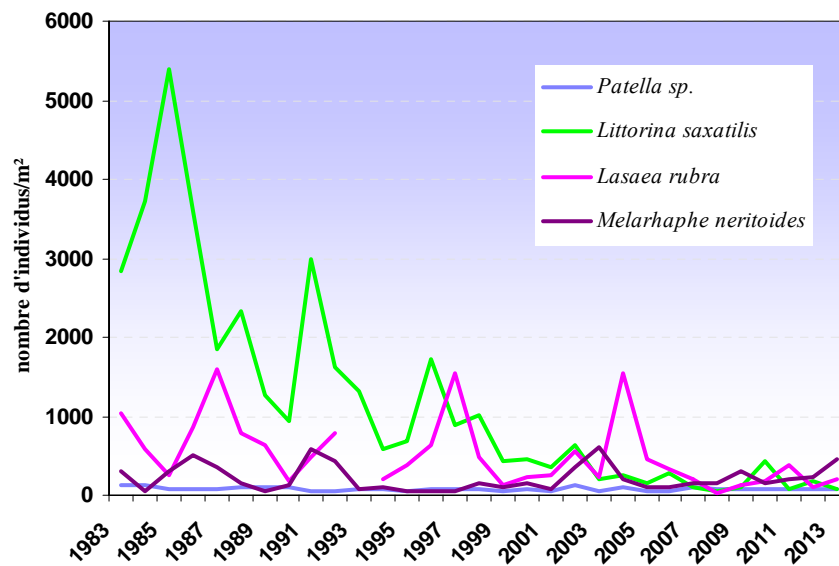


Figure 4.2.11: Evolution des densités des principaux mollusques présents dans les populations de cirripèdes (moyennes des 4 stations suivies)

4.3. Conclusion

La biomasse moyenne de *Fucus serratus* évaluée dans la région de Flamanville en 2013 est comparable à celle de 2012. Elle reste inférieure à la moyenne observée depuis 1984. Les valeurs augmentent en mars et diminuent en septembre très sensiblement. La croissance des thalles calculée de mars à septembre a été relativement modeste. Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse algale atteint son niveau le plus faible.

Après les valeurs minimales observées en 2011 à Guissény, Flamanville et Paluel, les biomasses algales ont augmenté en 2012.

En 2013, cette tendance à la hausse se confirme à Guissény et à Paluel, la valeur à Flamanville reste quasiment stable.

Le pourcentage de *Fucus serratus* fertiles évalué en mars 2013 est en hausse atteignant la valeur moyenne observée depuis 1983. Après une baisse en juin, ce pourcentage s'élève en septembre. Depuis 2003, les valeurs de fin d'été restent fortes et supérieures à la moyenne.

Quelques différences sont observées d'une population de Fucales à une autre. Ainsi à Paluel, le développement de la fertilité reste plus faible en mars et beaucoup plus élevé en juin.

A Flamanville, c'est en septembre que celui-ci atteint son maximum.

Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de maturation des thalles de *Fucus serratus* d'un secteur à un autre.

Le recrutement des cirripèdes est en hausse en 2013 mais reste toutefois inférieur à la valeur moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. Les quatre stations affichent des valeurs 2013 supérieures à celle de 2012. C'est au Rozel que le recrutement est le plus faible, au Sémaphore le plus élevé.

La densité moyenne des cirripèdes évaluée en 2013 reste stable. Elle est très inférieure à la moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. La tendance générale observée sur la période étudiée s'oriente à la baisse avec une certaine stabilité ces dernières années.

Le Rozel reste en moyenne la station la plus abondante, suivie de très près par le Sémaphore.

Les valeurs sont nettement plus faibles dans les niveaux supérieurs des stations, *Semibalanus balanoides* espèce dominante à Flamanville y est moins abondante.

Les densités de cette espèce ont augmenté en 2013 excepté au Sémaphore où une baisse très sensible est observée.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites au cours de l'année 2013 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

*Jocelyne
Ivan*

*Martin
Schlaich*

*(RBE/EMH)
(RBE/HMMN/RHPEB)*

*avec la collaboration
pour les missions en mer de*

*Chantal
Olivier
Paul
Cathy
Adrien
Jérôme
Nicolas
Manuella*

*Abernot-Le Gac
Berthelé
Bourriau
Dejouy
Tableau
Quinquis
Goascoz
Rabiller*

*(LER/BO)
(RBE/EMH)
(RBE/EMH)
(RBE/EMH)
(RBE/EMH)
(RBE/HMMN/RHPEB)
(RBE/HMMN/RHPEB)
(RBE/EMH)*

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. 1.2.2 page 27). Les six missions prévues par le contrat depuis 1997 se sont déroulées cette année du 17 juin au 12 septembre à bord du chalutier artisanal le *SALTIMBANQUE* avec des intervalles de temps compris entre dix et vingt huit jours en essayant de se tenir le plus possible à un intervalle d'une quinzaine de jours.

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 25 : 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 depuis quelques années 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).

5.1.1.3. *Zooplancton*

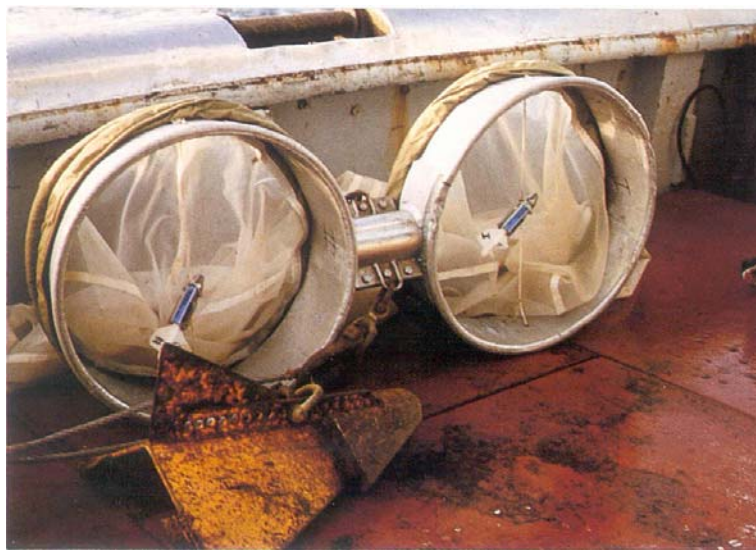
L'engin utilisé pour les pêches de larves d'araignée est un échantillonneur de type Bongo grand modèle conçu pour l'échantillonnage de l'ichtyoplancton. Ses caractéristiques et ses performances ont été notamment décrites par Sherman et Honey (1971), Smith (1974), Schnack (1974), Aldebert (1975), Arbault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

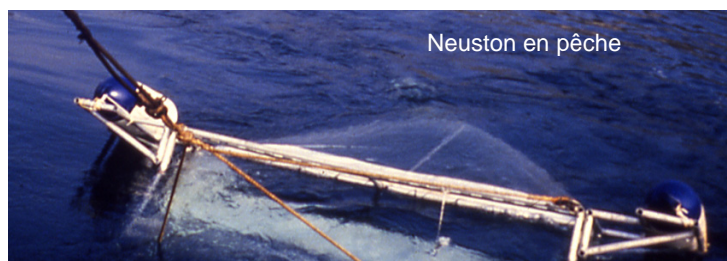
5.1.1.3..1 Description des échantillonneurs

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 pour compenser 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 43 m^3 et 308 m^3 . Les données concernant chaque traict (sonde, durée, volume filtré) sont indiquées dans l'annexe 5.1 page 199.

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 page 199) 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 flacons 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 m^3). L'ensemble des données est archivé sur la base Quadrigue.

5.1.2. Résultats

Les résultats des paramètres hydrologiques (température et salinité), mesurés dans le cadre de l'étude halieutique, figurent annexe 5.2 page 200.

5.1.2.1. Larves de homard, *Homarus gammarus* L. (annexe 5.3 page 201)

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 2013 retrouvent cette année des valeurs plus habituelles (densité maximale de 0,04 par 10 m^3 pour le total des trois stades) et la mégalope récoltée donne une densité de 0,006 par 10 m^3 du même ordre de grandeur que celles précédemment observées.

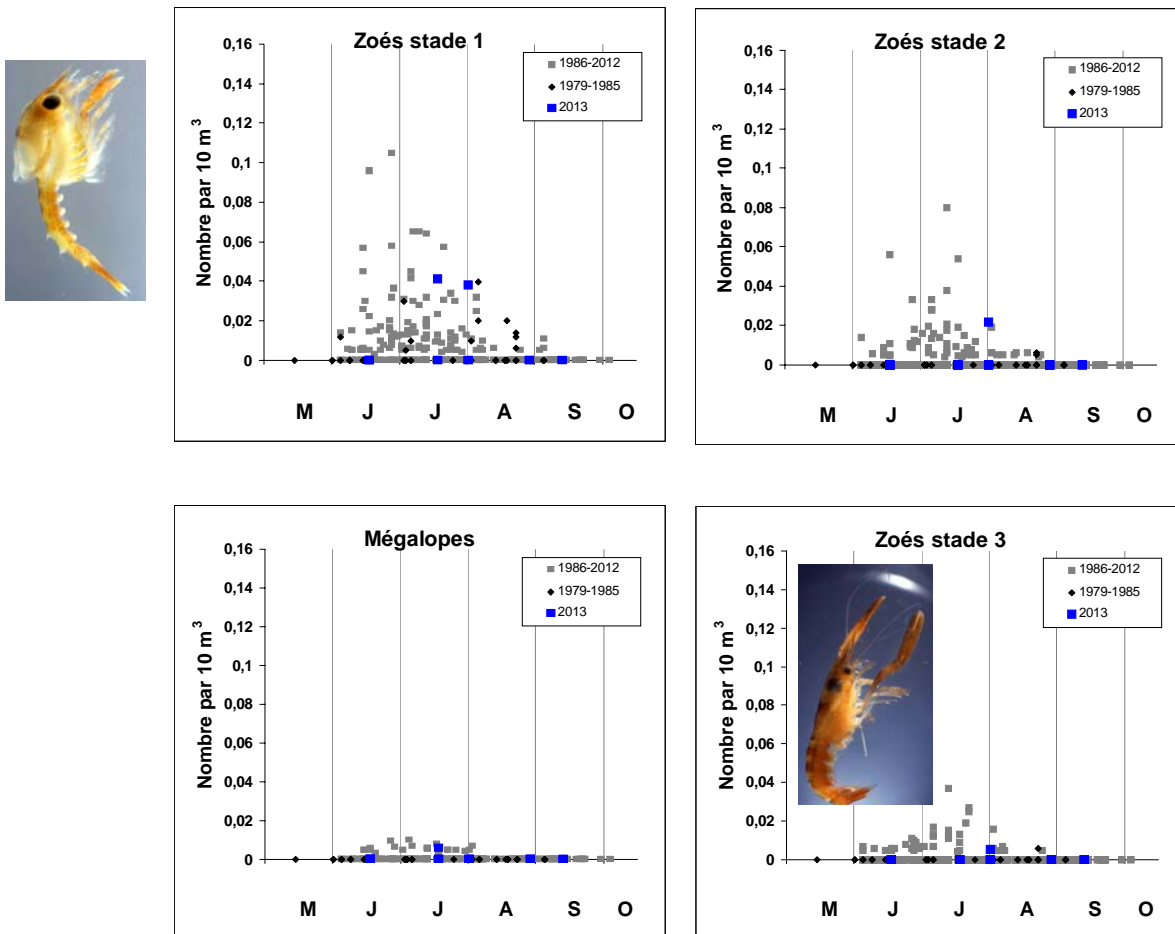


Figure 5.1.1 : Densité des quatre stades larvaires du homard relevés en subsurface depuis le début des études

Une quantité notable de larves ont été observées cette année dans les prélèvements au Bongo (8 au total).

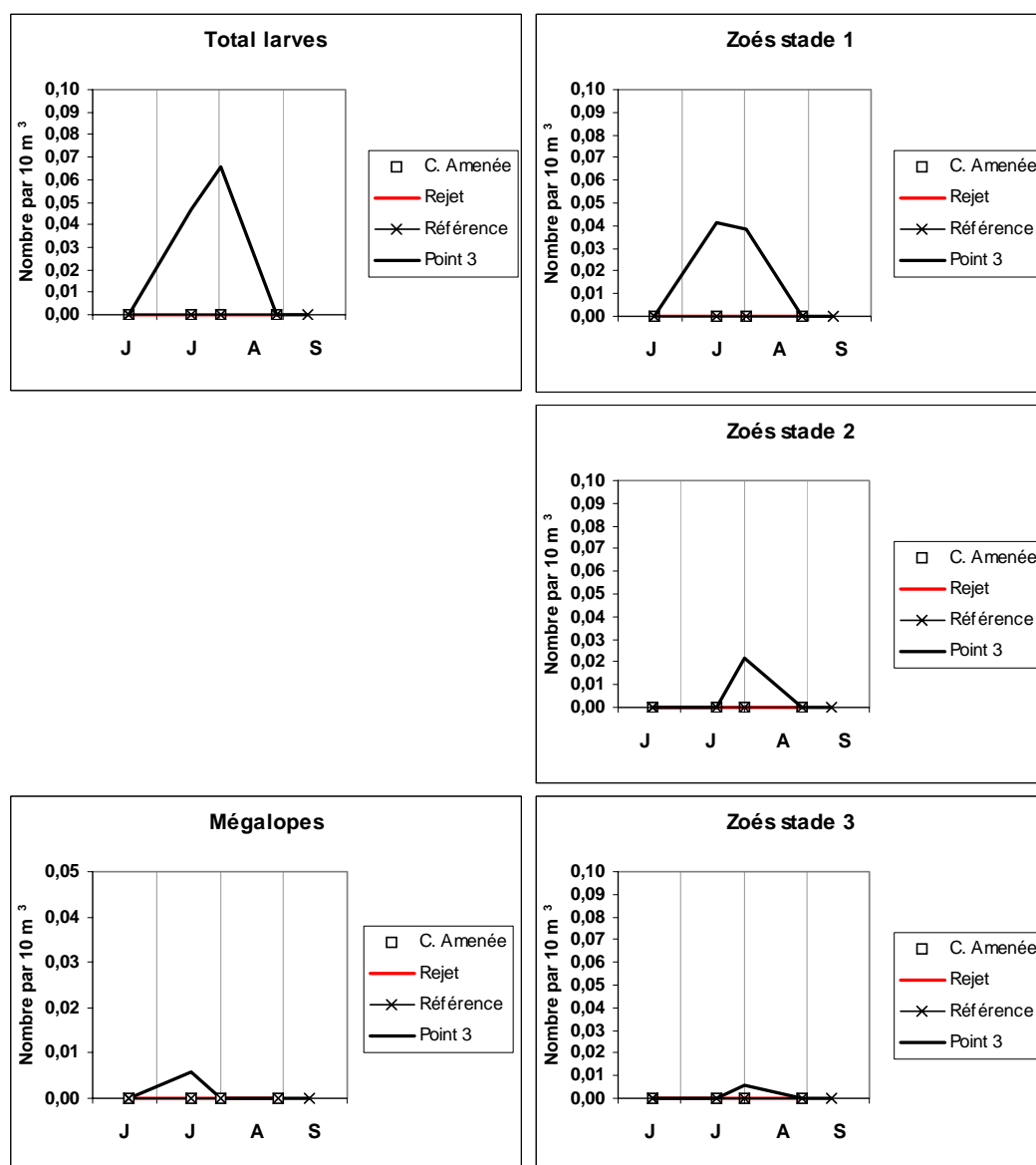


Figure 5.1.2 : Densité des quatre stades larvaires du homard *Homarus gammarus* relevées e3 subsurface en 2012

La figure 5.1.2 relative à l'année 2013 et aux récoltes de subsurface au neuston montrent que les larves de homard ont été observées au cours des deux missions du mois de juillet, soit le 17 et le 31 juillet et que les quatre stades sont représentés. Les stades 1 ont été récoltés au cours des deux missions, le stade 2 lors de la deuxième et, bizarrement la mégalope lors de la première le 17 juillet. Il est donc probable que les éclosions aient débutées au mois de juin sans qu'on observe de stades 1.

La figure 5.1.3 montre des récoltes inhabituelles de stades 1 et 2 au filet Bongo sur toute la colonne d'eau. Si la récolte d'une seule larve aux environs du rejet le 31 juillet et le 17 juillet au point 3 donne des densités surestimées compte tenu du volume filtré faible au Bongo, il est plus difficile de dire que les densités calculées au point référence et au point 3 fin juillet sont surestimées du fait de la récolte de 3 larves dans un des deux réplicats du Bongo.

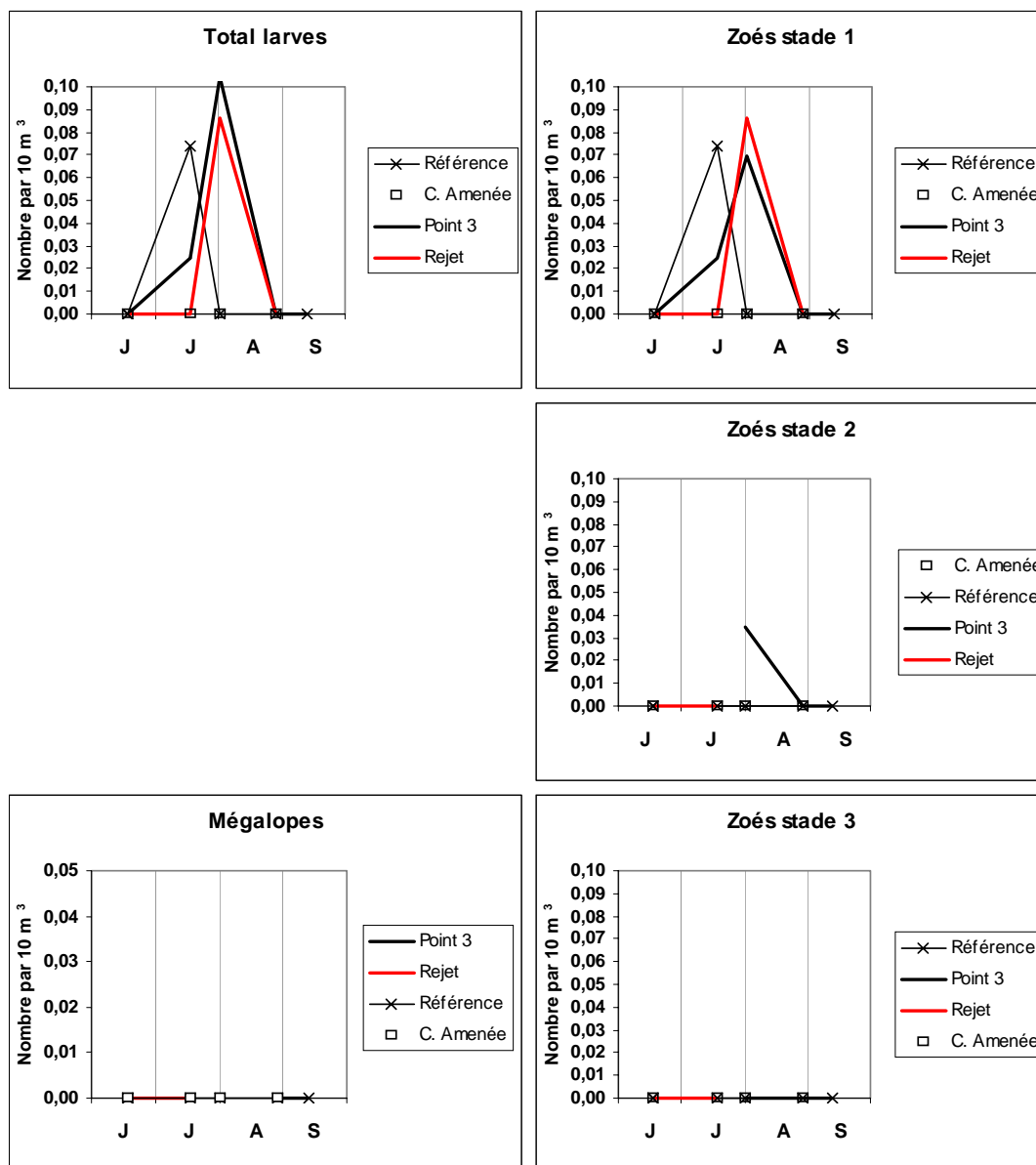


Figure 5.1.3 : Densité des quatre stades larvaires du homard *Homarus gammarus* relevés sur toute la colonne d'eau en 2013

La figure 5.1.4 qui illustre la répartition des larves aux différents points de prélèvement, montre que celles-ci se partagent essentiellement entre le point référence et le point 3 avec souvent des densités supérieures au point référence. Cette année toutes les larves récoltées au Neuston l'ont été au point 3 mais les récoltes du Bongo nous montrent qu'il y avait bien des larves au point référence ainsi qu'aux environs du rejet où leur présence est plus sporadique et où aucune larve n'avait été observée depuis 2008. Leur absence dans les prélèvements du canal d'amenée est habituelle puisque nous n'en avons observé qu'une fois (en 2004) depuis 1988.

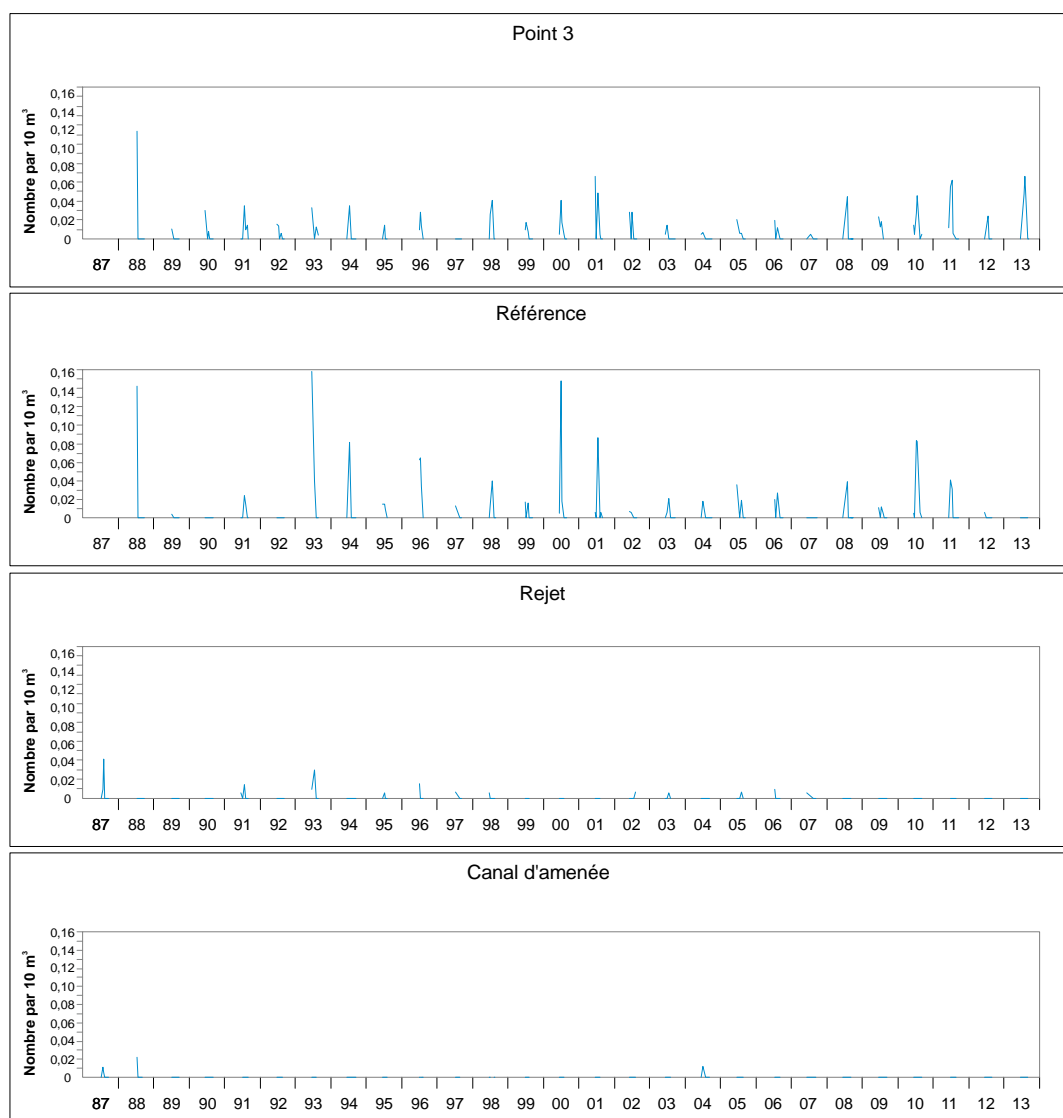


Figure 5.1.4 : Densité des larves de homard relevées en subsurface aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.2.2. Larves d'araignée, *Maja brachydactyla* Balss (annexe 5.4 page 203)

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 5.1.4, 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 5.1.4) 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.

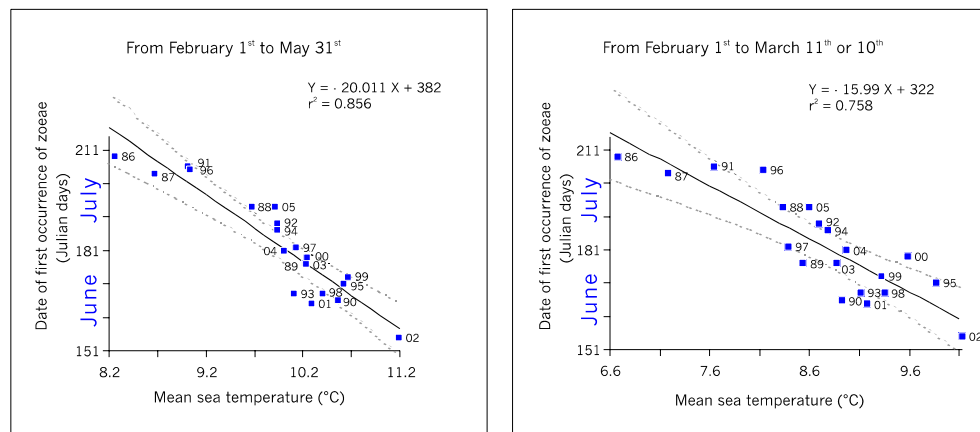


Figure 5.1.4 : Modèles prédictifs de la date d'apparition des zoés d'araignée de mer

En 2013, 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 8,7°C, température inférieure à la moyenne pour cette période ; selon la prédiction donnée par le modèle de droite on pouvait s'attendre début mars à observer les premières zoés vers le 2 juillet. En fait les premières zoés ont été observées plus tard, le 17 juillet. Le modèle de gauche établi à partir des températures de février à mai (moyenne 2013 : 9,1°C) prévoyait d'ailleurs un début des éclosions le 19 juillet qui s'est avéré très réaliste. Ceci s'explique par le fait que la température de l'eau a baissé après le 10 mars. La figure 2.2.1 page 36 montre en effet que la température de l'eau se situe dans la moyenne pour le mois de février alors que les mois de mars avril et mai présentent des valeurs très proches des plus basses observées depuis 1986.

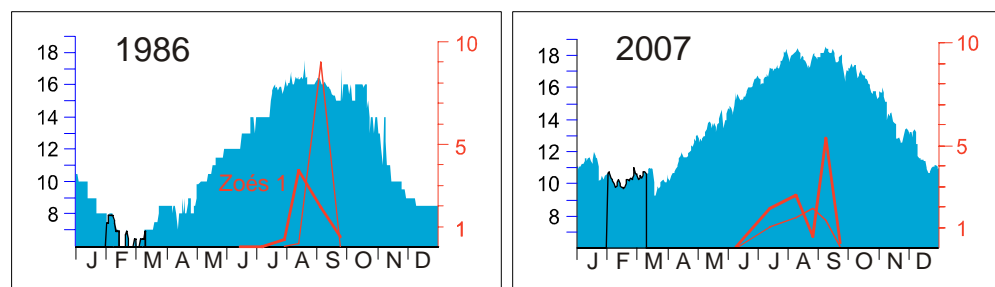


Figure 5.1.6 : Évolution saisonnière des zoés d'araignée lors des deux années extrêmes de la période 1986-2007

La figure 5.1.6 illustre pour les deux années extrêmes de la période 1986-2013 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.

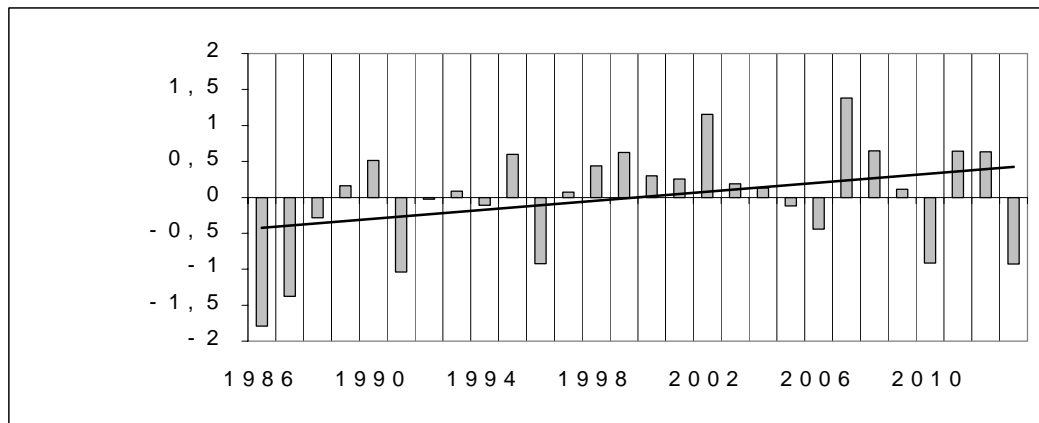


Figure 5.1.7. Anomalies de la température moyenne sur la période février-mai

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 5.1.7 mise à jour pour les dernières années. Cette figure montre que le printemps 2013 est comme celui de 2010 bien en-dessous de la moyenne après deux printemps plus chauds.

En 2013 la densité maximale de zoés relevée fin août (4,8 par 10 m^3 ; figure 5.1.8), est moyenne si l'on compare avec l'ensemble des années en excluant les densités exceptionnelles relevées en 2010 (densité de 24,6 par 10 m^3 en référence qui s'explique par une forte abondance de prézoés dans un des deux répliqués) et en 1983 (61 zoés par 10 m^3 au point 3).

Le pic d'abondance des zoés au premier stade a eu lieu courant août, un peu plus tôt au point référence semble t'il, la densité maximale de stades 2 fin août et la densité maximale de mégaloopes mi-septembre.

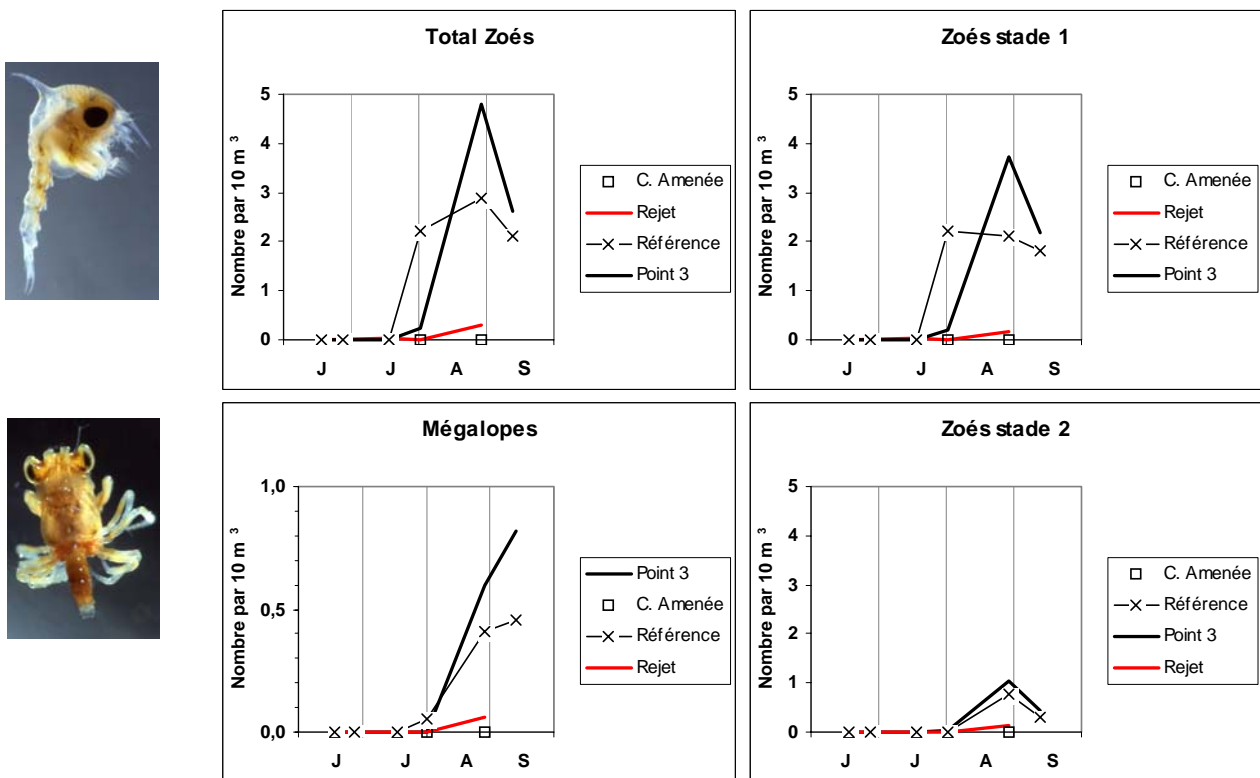


Figure 5.1.8 : Densité des différents stades larvaires d'araignée de mer en 2013

Les figures 5.1.8 à 5.1.10 confirment 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 ; le point 3 présente généralement les plus fortes densités comme c'est le cas encore cette année, le point *référence* se caractérisant par une abondance notable en zoés, parfois proche de celle du point 3, voire qui la dépasse parfois (en 2002, 2008 et plus particulièrement 2010). La densité de mégalopes est, comme cette année, généralement bien répartie entre le point 3 et le point référence ; seules les années 2006 et 2008 présentaient une abondance plus forte au point référence ;
- La faible quantité de larves aux alentours des bouches de rejet avec cette année des densités maximales identiques à celles de l'an dernier (0,30 zoés et 0,06 mégalopes par 10 m³) ;
- Aucune larve d'araignée n'a été récoltée cette année encore dans le canal d'amenée ; jusqu'en 1991 leur présence était notée chaque année mais ensuite des zoés n'ont été observées que 3 fois (en 1994, 1996 et 2007) et les mégalopes 2 fois (en 2000 et 2008).

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 en ces points 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).

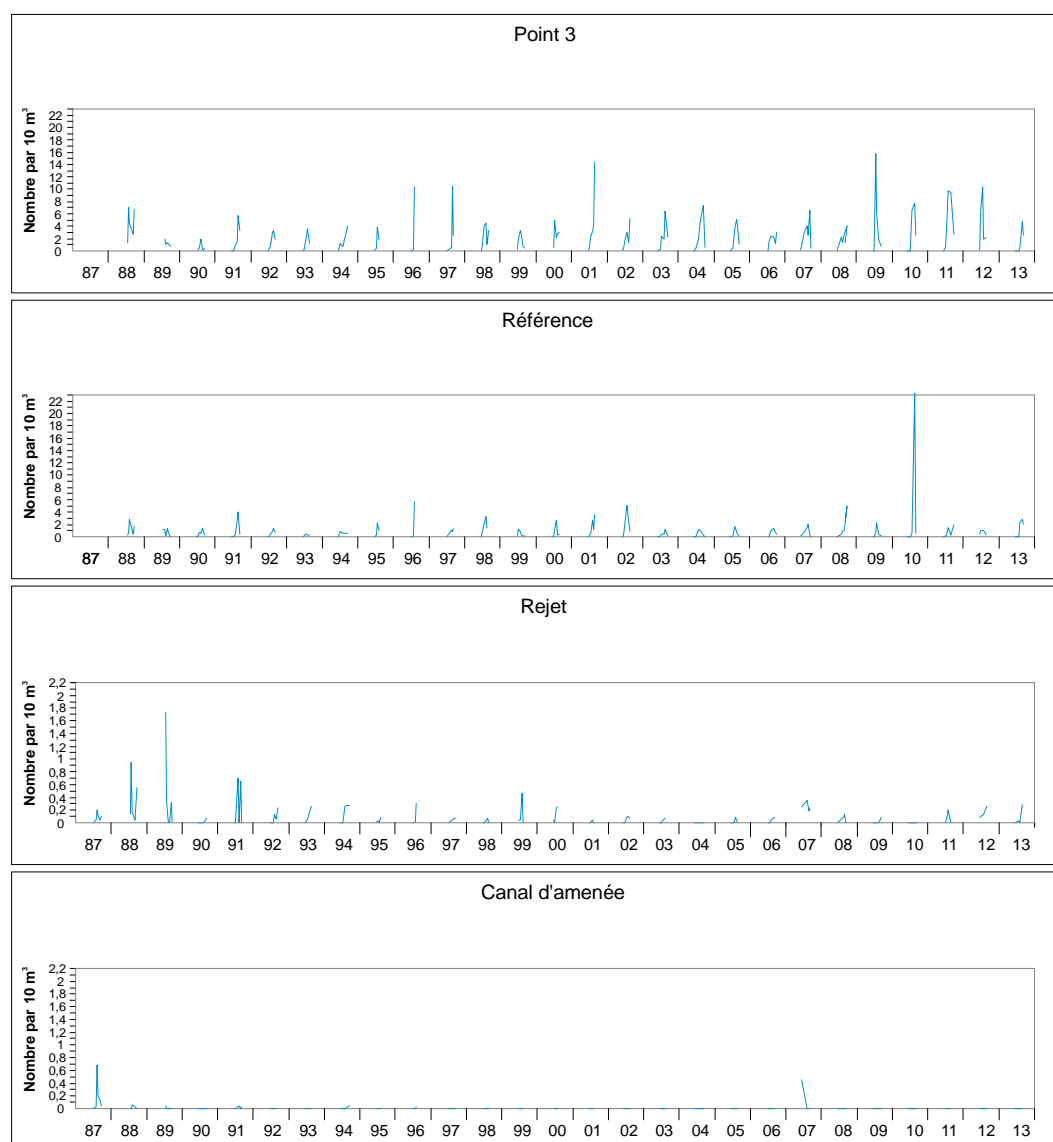


Figure 5.1.9 : Densité des zoés d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

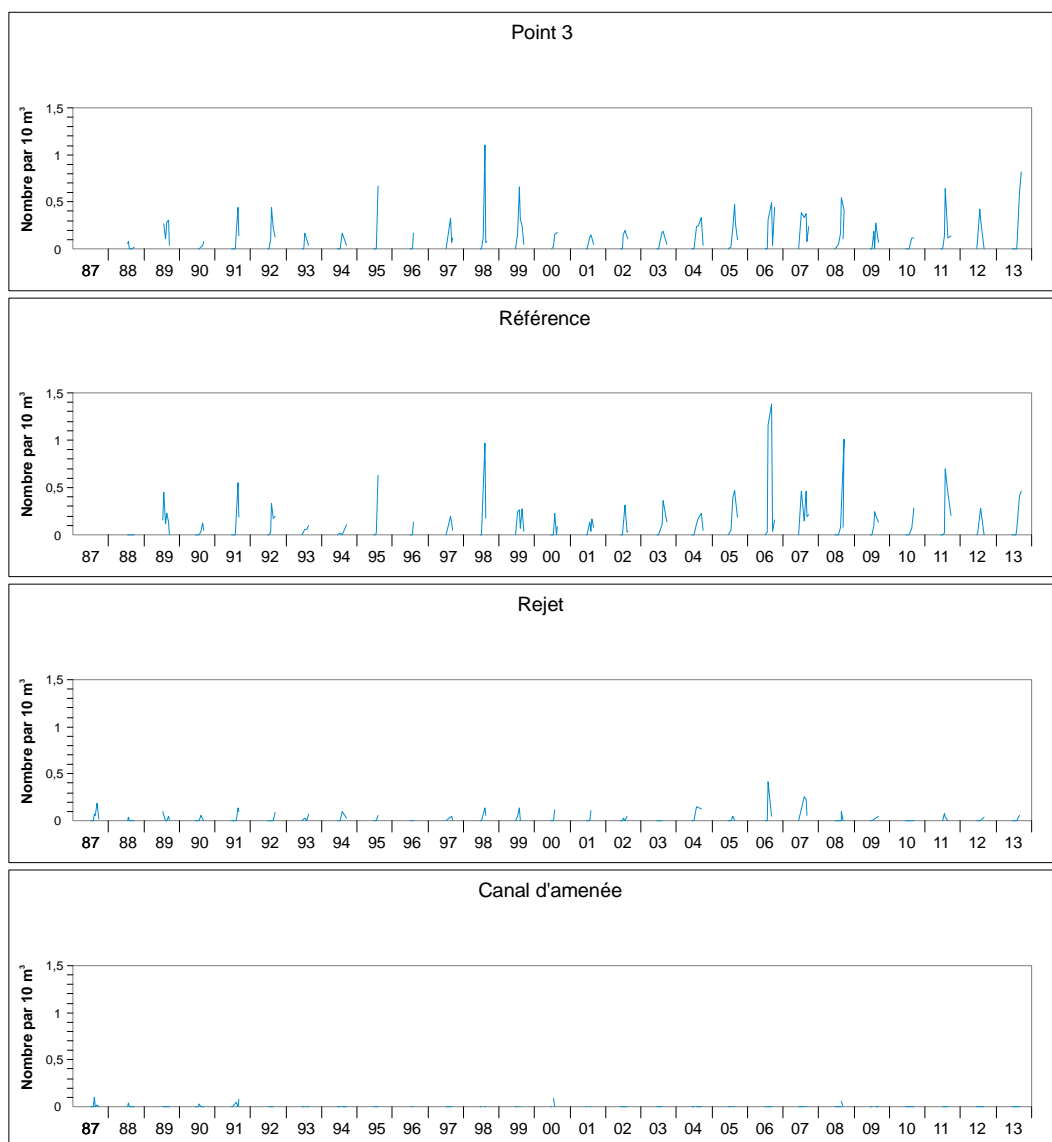


Figure 5.1.10 : Densité des mégaloopes d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.3. Conclusion

Comme l'illustrent la figure 2.2.2 de la page 37. les températures du premier semestre 2013 sont bien en-dessous de la moyenne. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée a commencé tardivement vers la mi-juillet.

La densité de zoés atteint la valeur maximale (4,8 par 10m³) fin août, valeur moyenne sur l'ensemble des années en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 qui sont exceptionnelles. La densité maximale de mégaloopes observée mi septembre (0,82 par 10 m³) approche les valeurs les plus élevées. Notons que les larves d'araignées sont régulièrement assez abondantes depuis 2009.

Après avoir noté en 2010 que le point référence pouvait être un lieu important d'éclosion de larves d'araignée on retrouve cette année comme les deux années passées la prépondérance du point 3 ; des zoés et mégaloopes d'araignée ont été observées cette année encore dans les environs du rejet après leur absence en 2010 mais nous n'en avons observé aucune dans le canal d'amenée où elles sont très rares.

Le pic d'éclosion de larves de homard s'est produit tardivement au cours de la deuxième quinzaine de juillet mais lors de la mission suivante fin août nous n'en avons pas observées. La densité maximale de 2013 est moyenne (0,04 par 10 m³).

Les résultats de l'année 2013 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. La période retenue dans cette partie concerne les années 1985 à 2013 ainsi que les mois de juin et septembre pour lesquelles le plan d'échantillonnage n'a pas varié.

5.2.1. Pêche professionnelle

Les données d'activité et de production des navires suivis dans le cadre de cette étude sont, pour des raisons de disponibilité, présentées avec un décalage d'une année par rapport à la réalisation des campagnes.

5.2.1.1. Flottille

En 2012, la flottille est répartie de la façon suivante :

- 2 bateaux à Goury,
- 7 à Dielette,
- 21 à Carteret
- 5 à Portbail,

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 2012 seuls 14 sont partiellement 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 presque toute l'année. D'une manière générale la flottille fréquentant les lieux de pêche est plutôt ancienne puisque l'âge moyen est de 23 ans. Les bateaux les plus récents sont basés à Portbail. Ceux sont pour la plupart des gros doris en alu dont la longueur est comprise entre 8 et 10,5 m et qui pratiquent la pêche au bulot. Il y a donc très peu de renouvellement et encore moins de changement radical d'activité.

La pêche des crustacés n'est pas encadrée par un système de quotas européen et dépend des comités Régionaux des pêches. Celui de Basse Normandie gère depuis 1985 la pêche des principales espèces de homard, tourteau, araignée et bouquet. Il fixe annuellement un nombre de licences de pêche qui est en diminution depuis dix ans dans l'ouest Cotentin. Les différentes mesures de gestions mises en place depuis plusieurs années ont permis en 2012 de labelliser la pêcherie du homard du cotentin comme pêcherie durable respectueuse de la ressource et de l'environnement.

Les problèmes de ressources au début des années 2000 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 ou le filet à sole. L'interdiction de

pêche dirigée vers la raie brunette instaurée en 2010 a considérablement limité l'activité, très largement pratiquée auparavant, du filet 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 4 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 petite 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 Sciotot 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 11 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.

L'ensemble des déclarations de captures ainsi que l'enregistrement des activités des navires dans la base SIH Ifremer n'étant validé que l'année n+1, nous avons choisi de privilégier l'exhaustivité des déclarations en nous basant sur l'année n. 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 2012	Mois											
Métiers	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Casier à crustacés	12	11	15	18	20	18	17	16	15	14	15	16
Casier à bulot	8	17	16	16	17	16	16	17	17	15	16	16
Casier à seiche			6	9	8							
Filet à sole		1						1				
Palangre	1	1								1	1	1
Chalut de fond					2	2	2		1			
Chalut à perche		4	4	5	5	5	5	3	4	3	2	2
Ligne à bar ou à lieu	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Drague à coquille	5	3	2	5	4					4	4	5

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Bateaux inactifs	14	6	4	5	4	5	4	5	5	7	6	6
Bateaux actifs	20	28	30	30	31	30	31	30	30	28	29	29
Total	34	34	34	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 métiers pratiqués par la flottille du Nord Ouest Cotentin (Source SIH)

5.2.1.3. Production

En 2012, les déclarations faites par les professionnels fréquentant le secteur de Flamanville (source BCS) font apparaître une production de 284 tonnes de crustacés, soit une augmentation de 10 % par rapport à 2011. Le plus gros des apports est composé de homards et de tourteaux dont les poids débarqués sont respectivement de 91,2 et 115,7 tonnes. L'araignée arrive en troisième position avec 74,3 tonnes.

La production de buccin est de 1600 tonnes. Cette quantité représente une augmentation des déclarations de captures d'environ 100 tonnes par rapport à l'année passée.

D'autres espèces, parmi lesquelles on trouve : la coquille Saint Jacques (194 T) et les vanneaux (4 T) représentent la quasi-totalité des captures de bivalves pour une production totale d'environ 197,8 tonnes déclarés en 2012.

Les céphalopodes (33 T) ont été capturés principalement d'avril à mai 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 (32 T) dont les quantités déclarées sont en légère diminution par rapport à l'an dernier. Les fluctuations inter-annuelles sont très importantes et dépendent beaucoup de la période d'arrivée de cette espèce sur les côtes en relation avec les conditions climatiques et principalement la température printanière qui a été particulièrement froide cette année.

Les poissons sont essentiellement représentés par les différentes espèces de raies (23.5 T), mais aussi par d'autres espèces de sélaciens (petite et grande roussette, émissole) (30 T) ou bien encore la sole (26 T) pour les poissons plats.

Cette liste n'est évidemment pas exhaustive et on peut estimer qu'en 2012 la production déclarée de la flottille du nord ouest Cotentin est d'environ 2216 tonnes soit une stabilité par rapport à 2011. Cette estimation est basée sur les déclarations 2012 issues des journaux de bord et fiches de pêches déclaratives des captures des navires du quartier de Cherbourg.

5.2.2. Pêches expérimentales

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



Photo 5.2.1 : Casier à crustacés. Photographie Ivan Schlaich*

*<http://archimer.ifremer.fr/doc/00036/14706/>

Manuel des protocoles de campagne halieutique - Campagnes de surveillance de la pêche côtière des crustacés du site électronucléaire de Flamanville CRUSTAFLAM, Ivan SCHLAICH, Dominique MIOSECC, juin 2003

5.2.2.1. Matériel et méthode

La série historique est basée sur un échantillonnage systématique composé de 15 points de prélèvements dont les positions sont identiques depuis 1985 (figure 5.2.1).

En 2011 le professionnel a changé sa méthode de travail et utilise désormais des filières de 30 casiers couvrant un linéaire de 700 mètres. Nous avons tenu compte de ce changement en

comptabilisant l'ensemble des captures réalisées sur la totalité de chacune des filières. Celles placées dans la réserve n'ont pas été modifiées et comportent toujours un maximum de 20 casiers.

La création en 2000 d'un cantonnement de 1,2 km² pour préserver une fraction du stock de homard (arrêté préfectoral n° 36/99 du 16 novembre 1999) 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 et 8 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 depuis cette date un biais dans la série historique des campagnes.

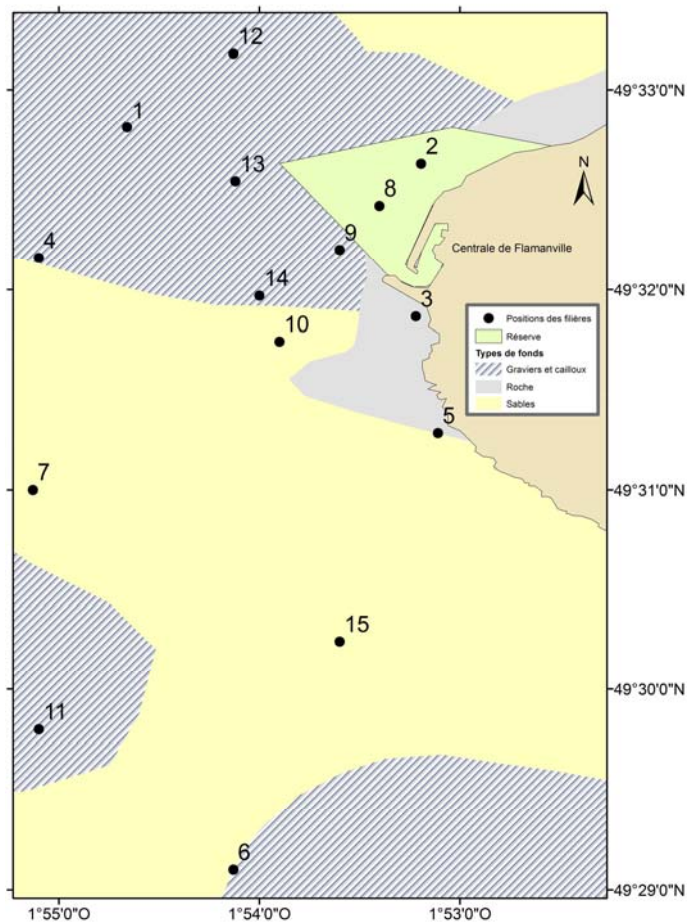


Figure 5.2.1 : Faciès sédimentaire du site étudié (d'après Larssonneur) et localisation des points échantillonnés

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

Les 15 filières 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	4	15	430
	5	15	430
	6	15	430
	7	15	430
Septembre	24	15	430
	25	15	430
	26	15	430
	27	15	430

Tableau 5.2.2 : Dates des campagnes 2013 et nombre de filières relevées

Observations réalisées

Les observations réalisées en 2013 reposent sur 3 440 casiers relevés. 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. Certains 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 2013 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 1985 à 2011, soit 27 ans de campagnes. La majorité des graphes est représentée avec un intervalle de confiance à 95 %.

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 80 casiers relevés) observés en juin et septembre sont toujours dans une tendance haussière depuis 1985. Cette variation temporelle dont le point d'inflexion se situe dans les années 1995-1997, période à laquelle ont été enregistrées de fortes abondances de jeunes individus, est en augmentation constante jusqu'en 2006. Depuis on note une stabilité des captures au niveau le plus élevé avec de très légères fluctuations annuelles. La mise en place de la réserve en 2000 a nettement participé à ce phénomène.

Lors des deux campagnes, les captures moyennes ont été multipliées par 10 depuis le plus bas historique en 1987. Elles sont cette année de 58 individus pour 80 casiers sur l'ensemble de la zone étudiée avec un maximum de 64 individus pour 80 casiers lors de la campagne de septembre. Cette valeur est en très légère diminution par rapport à 2012. La baisse des rendements en juin est probablement associée aux températures printanières de l'eau de mer particulièrement froides cette année.

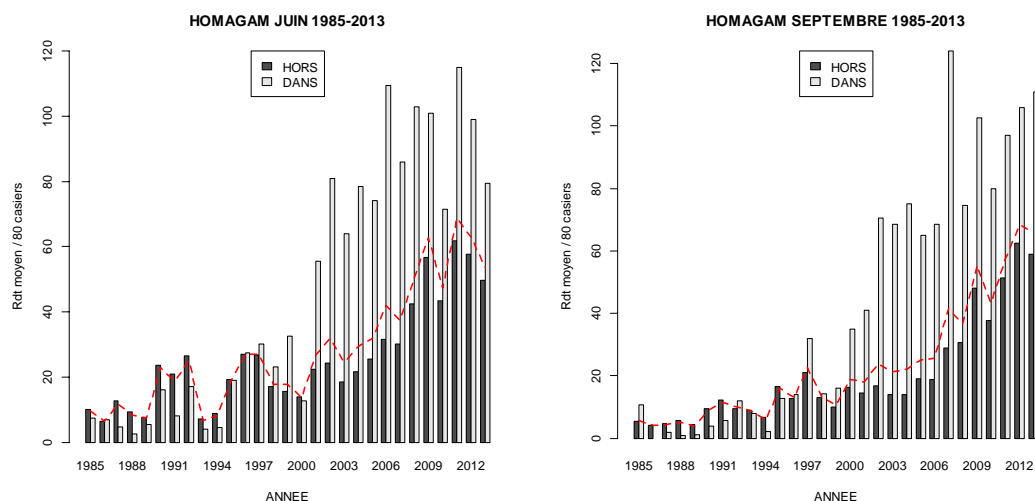


Figure 5.2.2 : Evolution de l'abondance du homard "Dans" et "Hors" réserve depuis 1985 (- - globale)

Les points de prélèvement placés dans la réserve ont habituellement une productivité très nettement supérieure aux autres filières et participent généralement pour plus du tiers à l'indice global (Fig. 5.2.2). Toutefois comme observé en 2012, ceux situés au sud de la zone tels que les points 3 et 5 ont respectivement des rendements de 155 et 169 individus pour 80 casiers. Ces filières pourtant en dehors de la réserve, sont lors de la campagne de septembre, parmi les plus forts rendements jamais observés depuis 2000 (Fig.5.2.3).

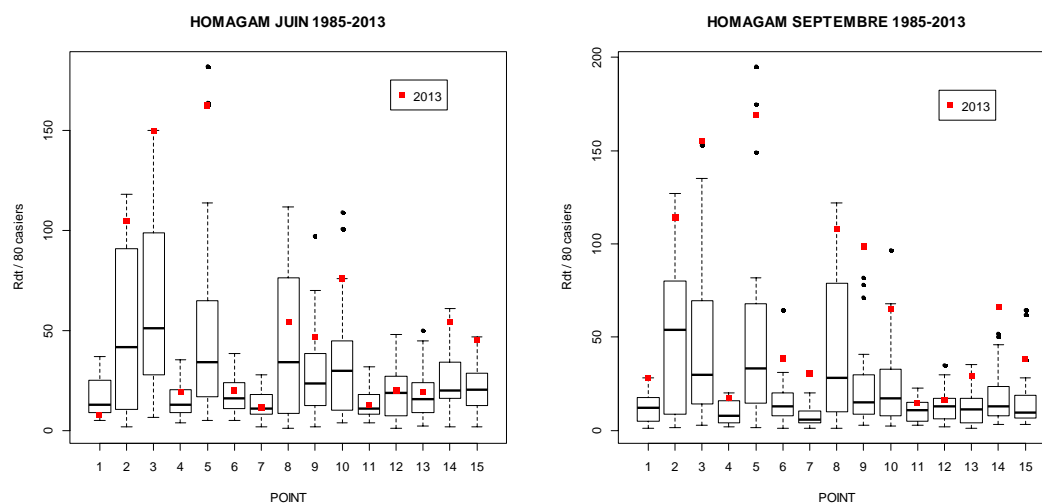


Figure 5.2.3 : Evolution de l'abondance des homards par point de prélèvement depuis 1985. Le trait central représente la médiane (-) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●).

Elles ont même des rendements égaux ou supérieurs à ceux observés dans la réserve puisque ces derniers ne dépassent pas en moyenne les 114 ind./80casiers au niveau de la filière 2. Ainsi la figure 5.2.3 présente une vue globale des rendements dont les plus forts ne sont plus, pour la première fois cette année, à l'intérieur de la réserve mais surtout au sud de celle ci (points 9 et 10) et principalement dans la partie rocheuse (points 3 et 5). En 2013 l'indice de captures pour 80 casiers de la réserve ne représente plus que le cinquième du rendement total. Celui des points 3 et 5 compose maintenant presque la moitié de ce qui est capturé par unité d'effort en dehors de la réserve. Les indices d'abondance les plus faibles sont observés au niveau des points 1, 7 et 11 lors de la campagne de juin avec respectivement 8, 11 et 13 ind./80casiers. Depuis le début de la série temporelle, la campagne de septembre 2013 montre sur l'ensemble des points de prélèvement, des abondances parmi les plus fortes jamais enregistrées.

➤ Répartition des tailles

Les profils de taille sont très proches entre les deux campagnes. La taille moyenne des homards capturés en 2013 est de 84 mm (Fig.5.2.4).

La proportion d'individus de taille commerciale en dehors de la réserve est de 26%, alors que la même proportion est de 73% dans la réserve. Les points qui comptabilisent le plus grand nombre de jeunes individus sont observés dans les filières les plus productives situées au sud de la centrale. Ils représentent 92% des captures dans la filière 5 lors de la campagne de septembre.

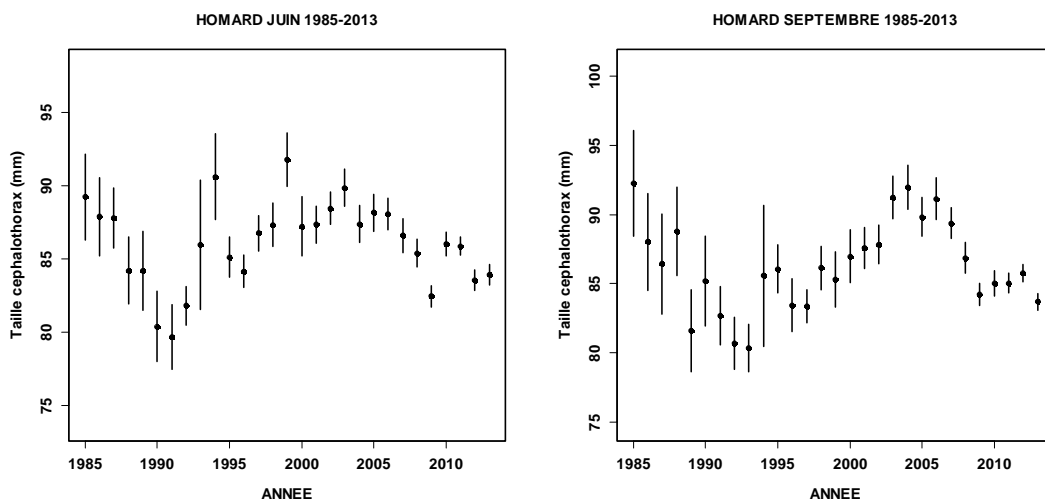


Figure 5.2.4 : Evolution de la taille moyenne des homards depuis 1985

➤ 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 2013 est de 415 g (annexe 1.2.1). Celui ci est fortement dépendant des filières situées à la côte et dont les rendements importants sont composés d'individus dont la taille céphalothoracique moyenne est inférieure à 80 mm. Il faudra encore un à deux ans pour que ces individus atteignent la taille commerciale ce qui correspond à un poids d'environ 480 g.

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. 5.2.5). La fraction la plus jeune de la population est certainement mal échantillonnée. L'absence de plus petits individus pourrait aussi venir du fait que la zone d'étude ne dispose pas d'un habitat susceptible de convenir à cette phase juvénile.

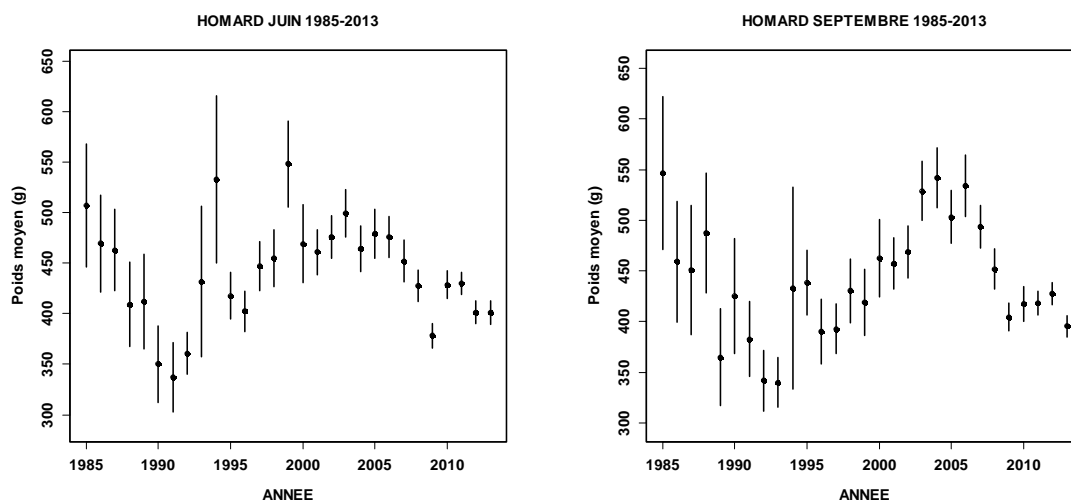


Figure 5.2.5: Evolution du poids moyen des homards capturés depuis 1985

Une prospection a été réalisée lors de la grande marée de mars 2013 dans le sud de Carteret où l'habitat est plus favorable à leur développement. Cette sortie sur la zone intertidale devant Denneville, a permis de capturer 5 individus dont le céphalothorax du plus petit mesurait 22 mm.

➤ 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 : 50 % des individus sont de sexe mâle en 2013.

5.2.2.2.1 Le tourteau (*Cancer pagurus*)

➤ Evolution temporelle des rendements

L'année 2013 montre des tendances différentes entre juin et septembre (Fig. 5.2.6 courbe rouge) avec des indices respectifs de 56 et 83 ind./80 casiers. La contribution des points placés dans la réserve est particulièrement faible cette année et sont inférieurs à 20 ind./80 casiers. Les filières situées au sud du cantonnement enregistrent les rendements les plus forts (Fig.5.2.7). Ceci pourrait confirmer un phénomène d'échappement des individus de la réserve vers la périphérie de celle-ci, provoqué par l'effet de compétition territoriale en faveur du homard qui colonise la zone interdite à la pêche. Les filières 9, 10, 13 et 14 sont ainsi les plus productives avec des rendements respectifs de 127, 208, 126 et 174 individus pour 80 casiers lors de la campagne de septembre. Les rendements les plus faibles sont observés dans les filières dont les rendements en homards sont les plus importants. Elles sont placées aux points 2, 3, 5 et 8.

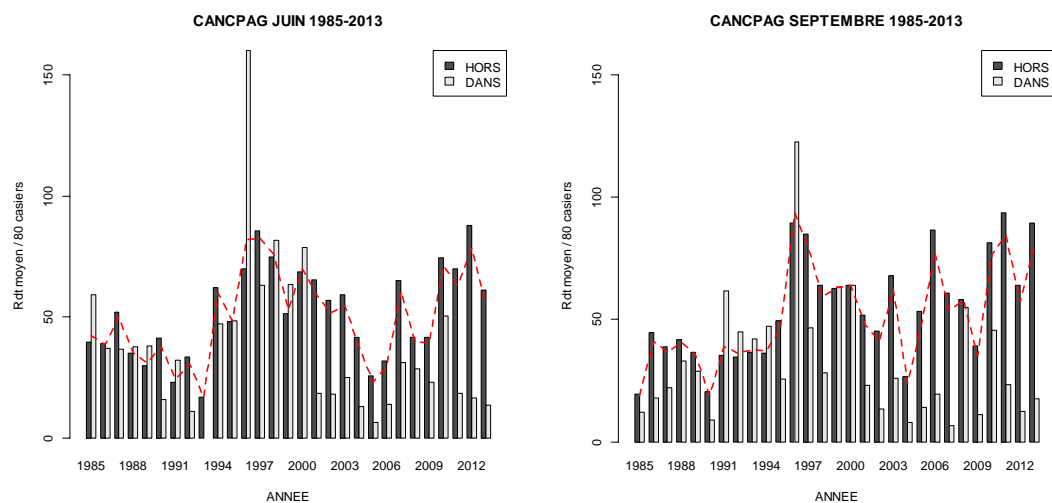


Figure 5.2.6 : Evolution de l'abondance du tourteau "Dans" et "Hors" réserve depuis 1985 (-- globale)

Il semble qu'en dessous de 80 homards capturés 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 compétitive vis à vis de la nourriture qui oblige le tourteau à rester à l'écart, limitant ainsi sa capturabilité.

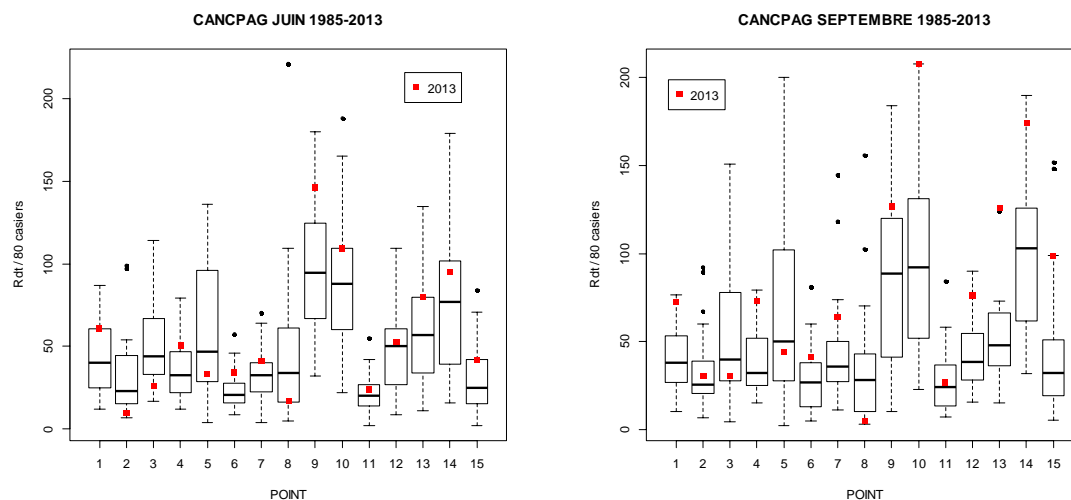


Figure 5.2.7 : Evolution de l'abondance des tourteaux par point de prélèvement depuis 1985. Le trait central représente la médiane (-) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●).

Malgré cette double compétition le tourteau est toujours l'espèce la plus abondante dans nos captures avec 3000 individus (annexe 1.2.2) capturés cette année.

➤ Répartition des tailles

La taille moyenne des individus capturés (largeur du céphalothorax) lors des campagnes 2013, n'a pas significativement évolué depuis 10 ans (Fig. 5.2.8). Elle se situe autour de 130 mm ce qui très proche des captures réalisées en 1985.

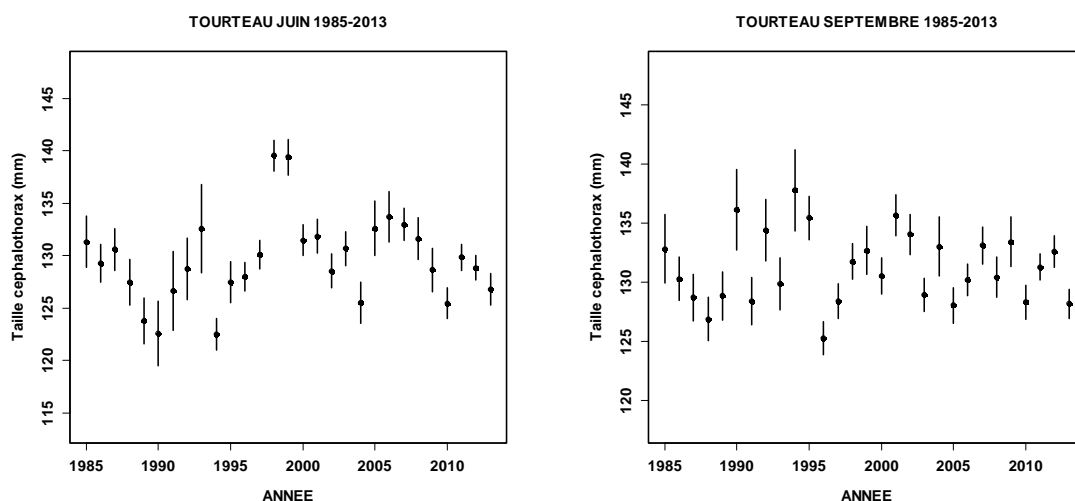


Figure 5.2.8 : Evolution de la taille moyenne du tourteau depuis 1985

Seuls 35% des individus capturés sont de taille marchande en 2013 (annexe 1.2.2). Les plus petits individus sont observés à la côte dans les filières 2, 3 ou 5, alors que les plus gros sont capturés dans les filières du large comme par exemple aux points 4, 6 ou 11.

➤ Poids individuel

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

les mâles : $a=24 \cdot 10^{-6}$ et $b=3,388$

les femelles : $a=324 \cdot 10^{-6}$ et $b=2,848$

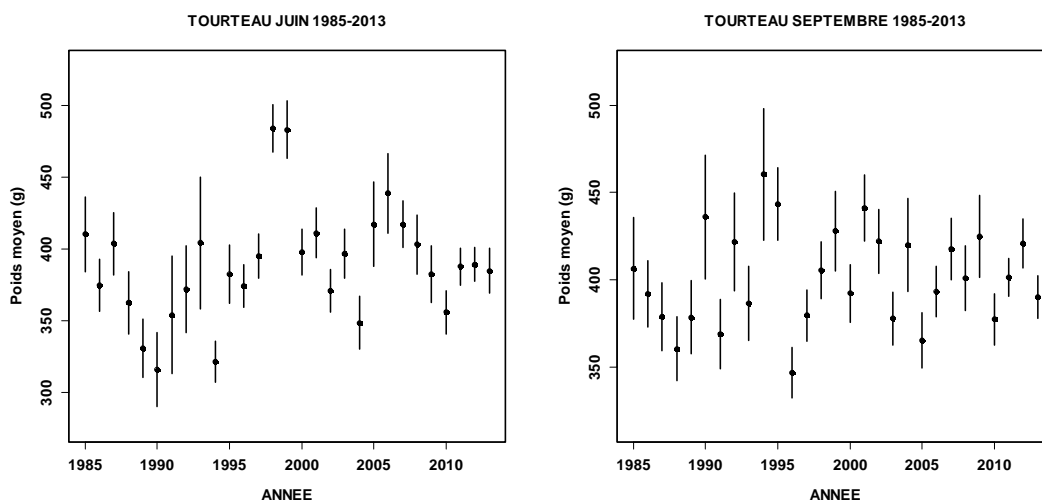


Figure 5.2.9 : Evolution du poids moyen des tourteaux capturés depuis 1985

Il est de 382 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles et n'a pas, en dehors des fluctuations temporelles, varié de façon significative depuis 1985 (Fig. 5.2.9).

➤ Proportion des sexes

Le sex-ratio des captures est composé à 65 % de mâles (annexe 1.2.2). La campagne de septembre confirme qu'il y a moins de femelles capturées qu'en juin.

5.2.2.2 L'araignée (*Maja brachydactyla*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont de 25 individus pour 80 casiers. Ils sont inférieurs à 2012 aussi bien en juin qu'en septembre (Fig. 5.2.10).

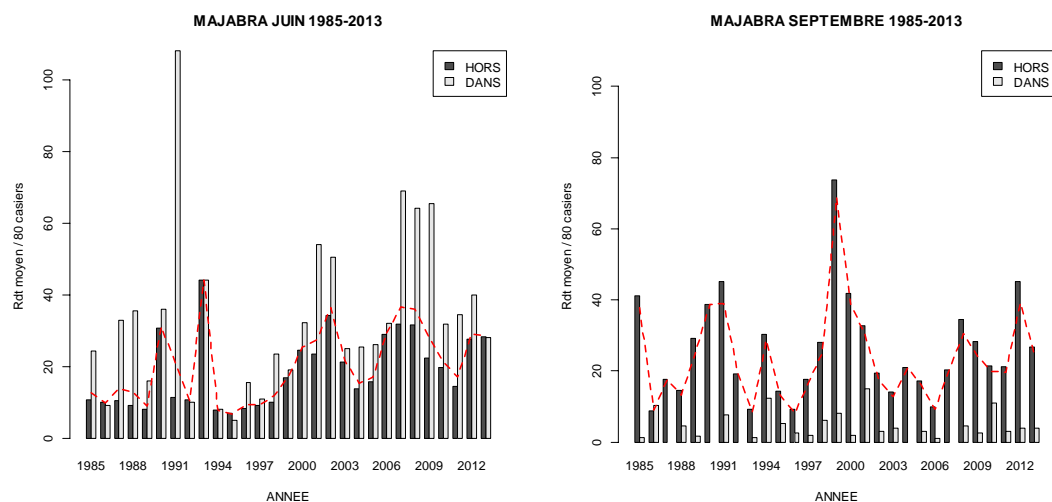


Figure 5.2.10 : Evolution de l'abondance de l'araignée "Dans" et "Hors" réserve depuis 1985 (--- globale)

La campagne de septembre montre que les meilleurs rendements sont réalisés dans la zone exploitée par les professionnels alors que ceux des points placés dans la réserve ou proches de celle-ci sont très faibles (Fig. 5.2.11). Les filières 2, 3, 5 et 8 disposées sur des fonds essentiellement rocheux ainsi que celles situées proche de la côte, sont peu productives.

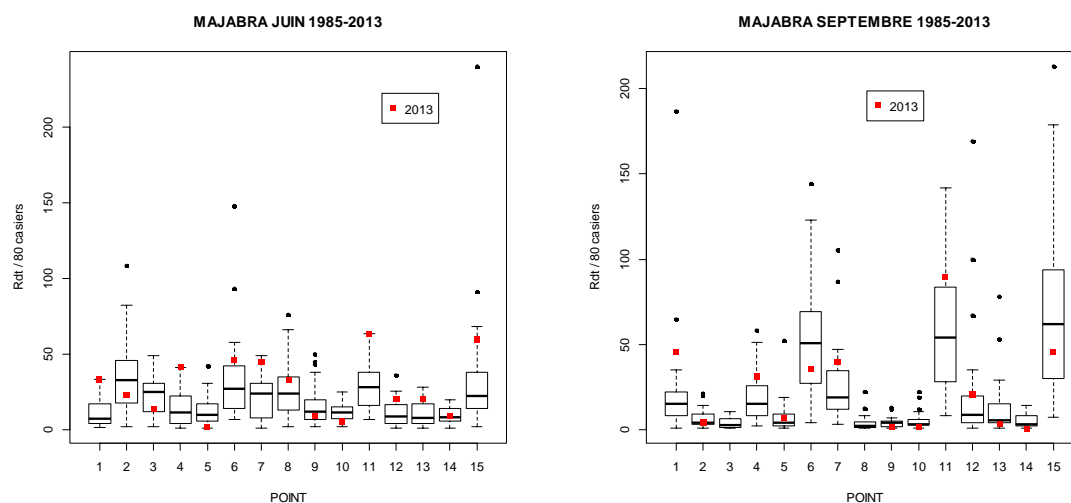


Figure 5.2.11 : Evolution de l'abondance des araignées par point de prélèvement depuis 1985. Le trait central représente la médiane (-); la boîte englobe 50 % des valeurs (□); les moustaches, 80 % des valeurs (┌). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●).

Les captures les plus importantes sont observées dans les filières 6, 7, 11, 15 sur les fonds sableux situés à l'ouest de l'anse de Scioto. Cela s'explique par le fait que les araignées, arrivées en fin de printemps, privilégient les zones sableuses situées à l'ouest ou au sud de la zone. Elles représentent respectivement 40, 42, 75 et 52 individus pour 80 casiers en 2013.

➤ Répartition des tailles

La longueur céphalothoracique moyenne des araignées capturées en 2013 est de 105 mm (Fig. 5.2.12). On observe une augmentation, de l'ordre d'un centimètre, de la taille moyenne des captures par rapport à 2012. Le pourcentage d'individus de taille commerciale est de 25% (annexe 1.2.3). 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 dépasse le plus souvent les 150 mm ce qui rend quasi-impossible leur capturabilité avec les casiers utilisés lors des campagnes expérimentales.

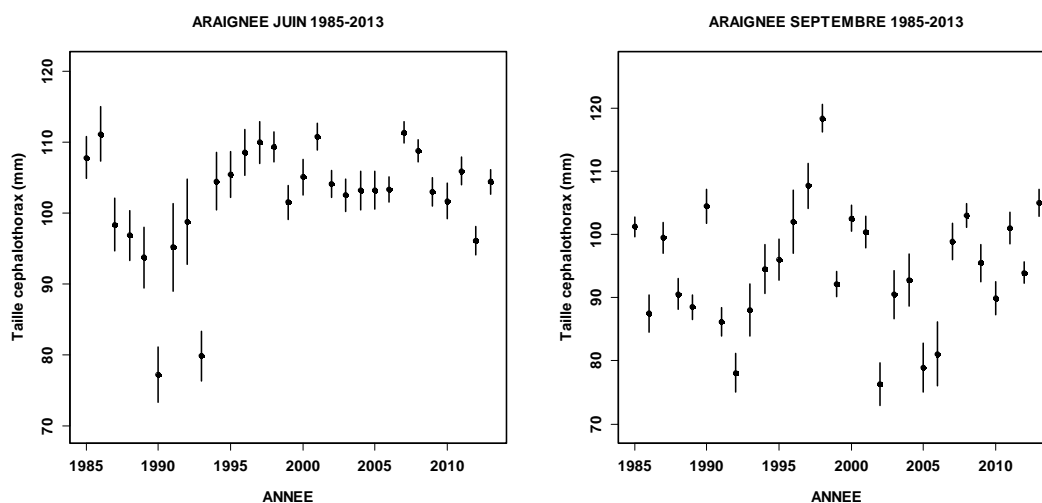


Figure 5.2.12 : Evolution de la taille moyenne des araignées depuis 1985

➤ Poids individuel

Le poids moyen est calculé à partir des paramètres suivants :

* pour les individus immatures

les mâles : $a=462 \cdot 10^{-6}$ et $b=2,88$

les femelles : $a=102 \cdot 10^{-5}$ et $b=2,698$

* pour les individus matures

les mâles : $a=517 \cdot 10^{-7}$ et $b=3,382$

les femelles : $a=316 \cdot 10^{-6}$ et $b=2,996$

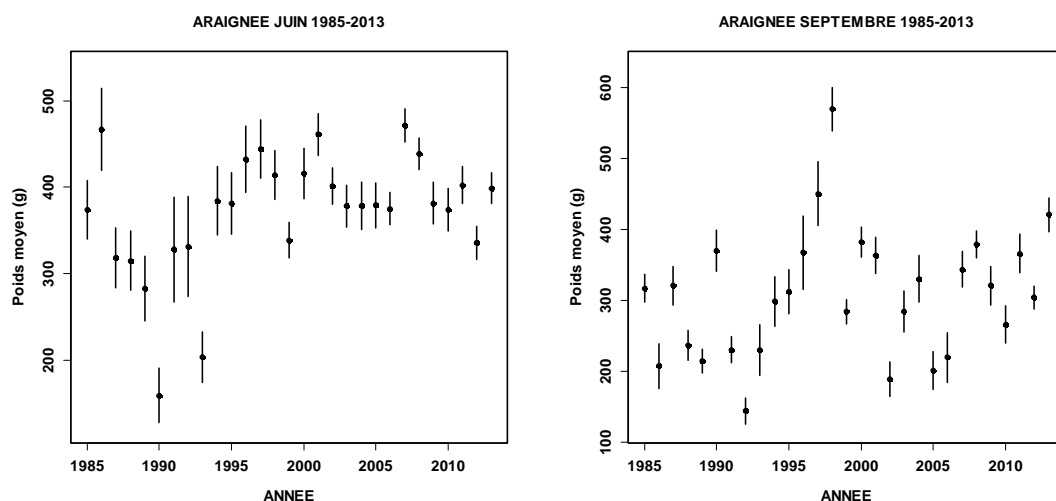


Figure 5.2.13 : Evolution du poids moyen des araignées capturées depuis 1985

➤ Proportion des sexes

La proportion de mâles est de 82% en juin et 61% en septembre (annexe 1.2.3).

5.2.2.2..3 L'étrille (*Necora puber*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont en légère augmentation par rapport à 2012 lors de la campagne de septembre (Fig. 5.2.14). Les températures relativement basses en juin ont très certainement eu une incidence sur les faibles rendements lors de la campagne de printemps.

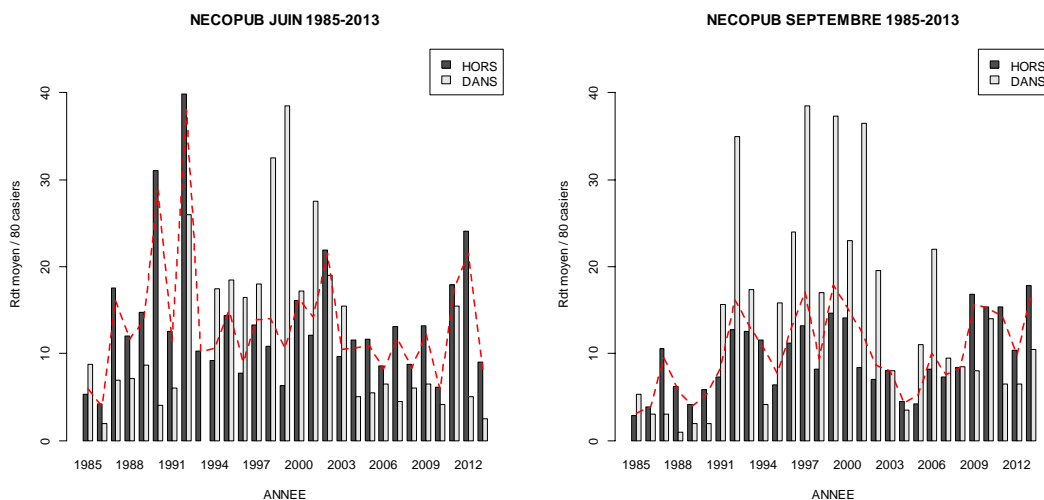


Figure 5.2.14 : Evolution de l'abondance de l'étrille "Dans" et "Hors" réserve depuis 1985 (--- globale)

Ils sont relativement faibles en juin avec 8,5 individus pour 80 casiers. Par contre, lors de la campagne de septembre les rendements sont, en dehors de la réserve, parmi les plus hauts depuis 10 ans sans toutefois dépasser les 18 Ind./80casiers.

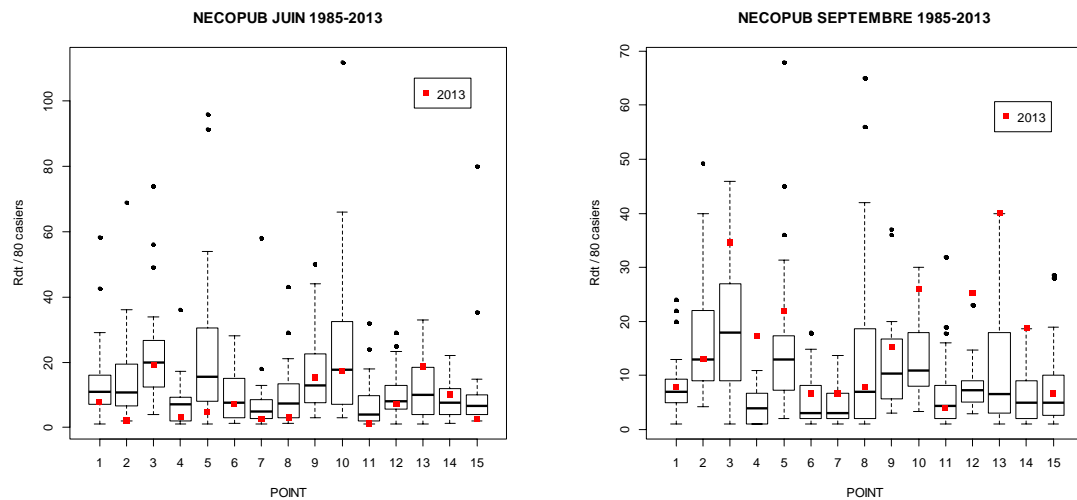


Figure 5.2.15 : Evolution de l'abondance des étrilles par point de prélèvement depuis 1985. Le trait central représente la médiane (-) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (□) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┘). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●).

Quel que soit le point de prélèvement, la campagne du mois de juin montre que la moyenne des captures est souvent proche de la médiane. Les meilleurs rendements moyens sont observés lors de la campagne de septembre aux points 3, 10, 12, 13 avec respectivement 34, 26, 25 et 40 individus pour 80 casiers (Fig. 5.2.15).

➤ Répartition des tailles

Cette année, la taille moyenne est de 52 mm. En dehors de quelques fluctuations inter annuelles, l'étude des longueurs moyennes met en évidence une certaine stabilité de la taille depuis une dizaine d'années (Fig. 5.2.16). Par contre, sur une période plus longue ont observe une diminution constante et significative de la taille moyenne. C'est aussi la seule espèce de la communauté étudiée à présenter une telle configuration.

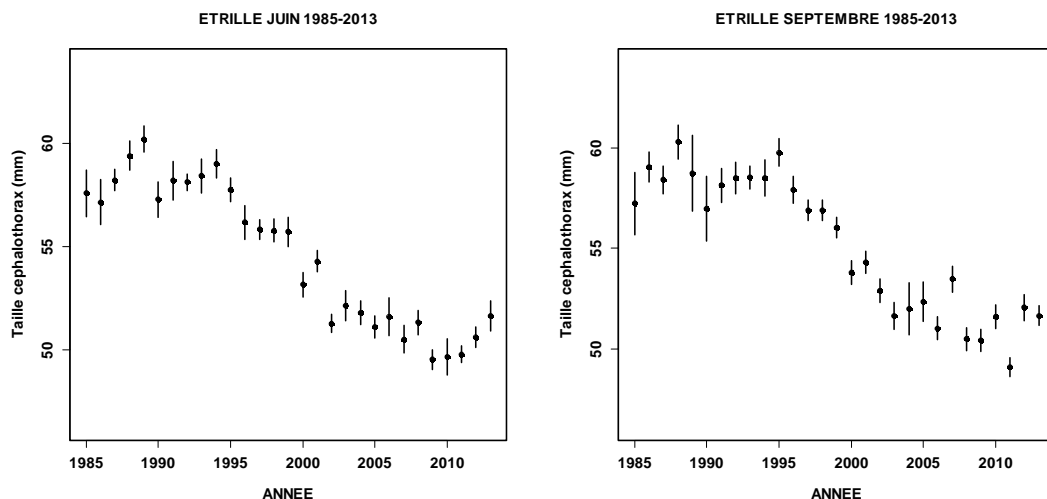


Figure 5.2.16 : Evolution de la taille moyenne des étrilles depuis 1985

➤ Poids individuel

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

les mâles : $a=61.10^{-5}$ et $b=3,024$

les femelles : $a=6.10^{-4}$ et $b=3,008$

Il est de 93 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles (Fig. 5.2.17). Il est proche de la valeur généralement observée depuis une dizaine d'année.

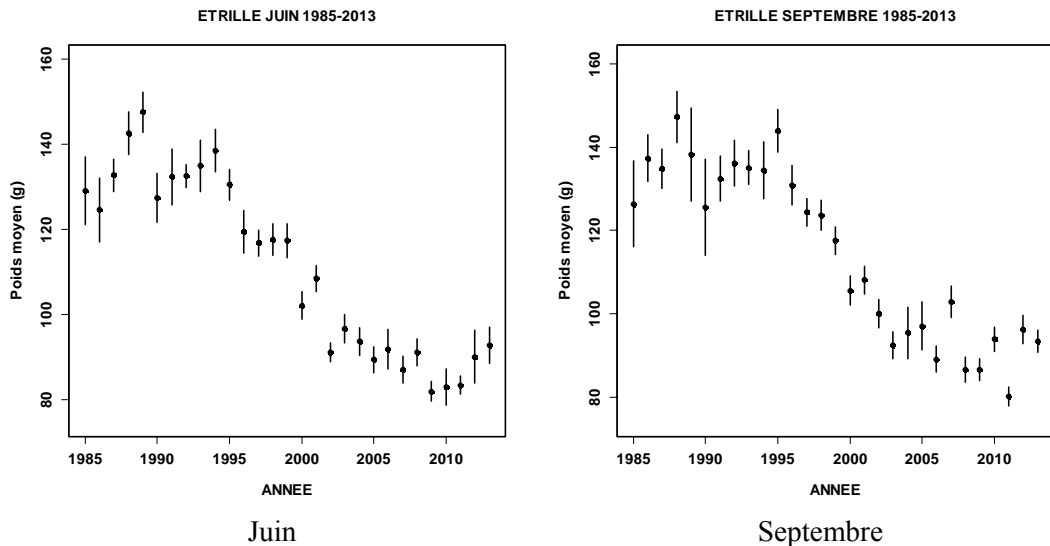


Figure 5.2.17 : Evolution du poids moyen des étrilles capturées depuis 1985

➤ Proportion des sexes

Comme chaque année le sex-ratio (annexe 1.2.4) est déséquilibré en faveur des mâles (73 %).

➤ Proportion d'individus mous

Le pourcentage d'individus mous est de 9 % sur l'ensemble des deux campagnes.

5.2.2.2.4 Buccin et paguridés (annexe 5.9)

Les filières 6, 7, 11 et 15 situées au sud du cap de Flamanville, représentent 91% 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 remontée des filières à bord du navire. Les rendements en buccins sont en augmentation importante cette année (Fig. 5.2.18). Ils sont de 5,9 individus pour 10 casiers alors que ceux concernant les paguridés ont atteint le rendement record de 21,6 ind./10 casiers. Les points 4, 7 et 11 contribuent en grande partie à cet indice jamais observé depuis le début de l'étude.

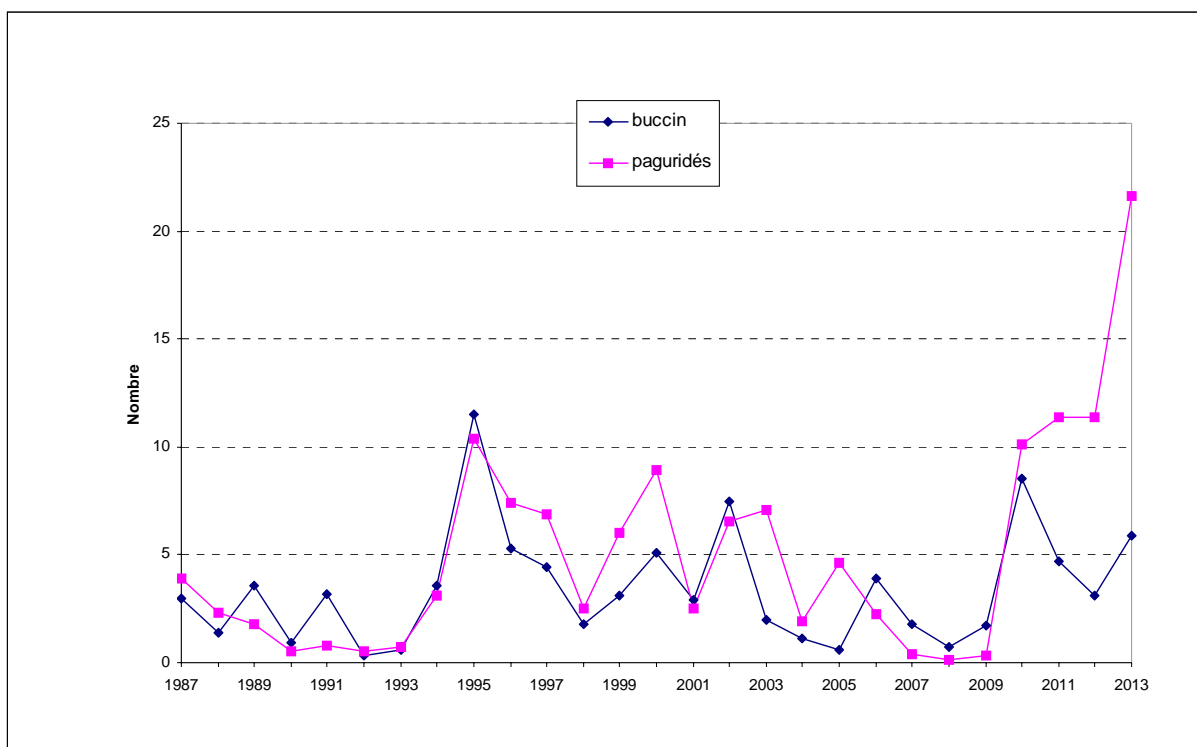


Figure 5.2.18 : Rendements en nombre d'individus pour 10 casiers

5.2.2.3. Zone du Cantonnement

5.2.2.3.1 Le homard

Les filières 2 et 8 ont des rendements respectifs de 110, 81 homards pour 80 casiers. Les rendements les plus faibles ont été observés au point 8, lors de la campagne du mois de juin, avec 54 Ind./80casiers. En ce qui concerne la campagne de septembre, les résultats sont semblables aux années précédentes (Fig. 5.2.19). Les trois premières années qui ont fait suite à la mise en place de la réserve ont permis de mettre en évidence une augmentation importante et significative du nombre de homards dans la zone protégée. Cette tendance est beaucoup moins importante ces dernières années et met en évidence un pallier qu'il semble aujourd'hui difficile de franchir. Cette stabilisation à un niveau élevé des captures s'explique probablement par le fait que les homards n'ont plus suffisamment d'abris pour se stabiliser dans la zone et qu'une compétition territoriale entre individus est importante, ce qui oblige certainement les plus petits à sortir du cantonnement. Ceux ci pourraient avoir tendance à se rapprocher des rochers situés au sud de la centrale et profiter des enrochements pour y trouver un nouvel abri, plus adapté à leur taille et où ils sont moins exposés lors des périodes de mues plus fréquentes que leurs congénères adultes. Les rendements moyens de juvéniles dépassant les 150 Ind./80casiers (Fig.5.2.3) et dont la taille moyenne est inférieure à 80 mm dans les filières 3 et 5 pourraient être la concrétisation de cette hypothèse.

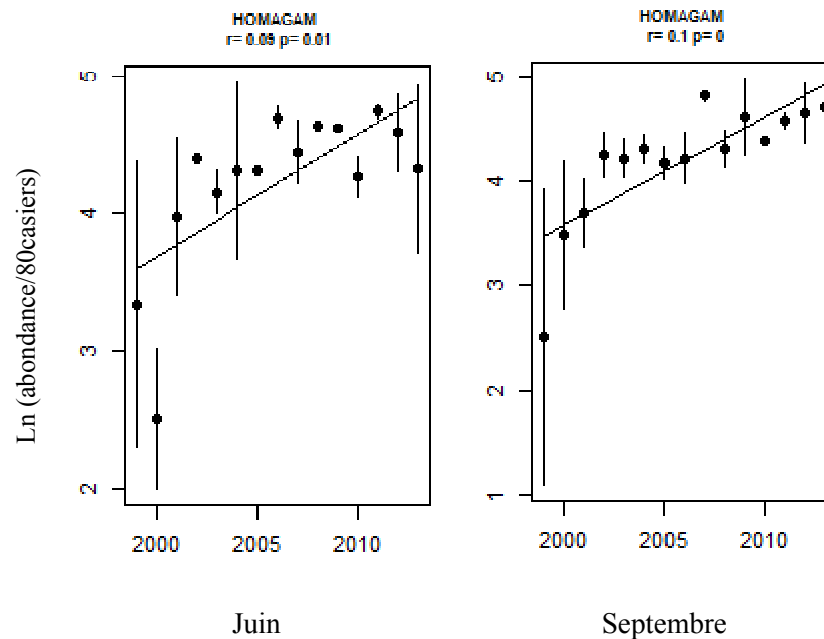


Figure 5.2.19 : Evolution de l'abondance (log) des homards dans le cantonnement depuis 1999

Le nombre de femelles oeuvées capturées dans la réserve est de 11 Ind./80 casiers. Ce rendement est presque cinq fois plus important que dans le reste de la zone. Ceci s'explique par le fait que dans la zone protégée le nombre de grands individus est plus important, la taille moyenne y est de 94 mm (Fig.5.2.20) alors qu'à l'extérieur la majorité des individus ne dépasse pas les 86 mm (Fig. 5.2.4) et sont pour la plupart immatures.

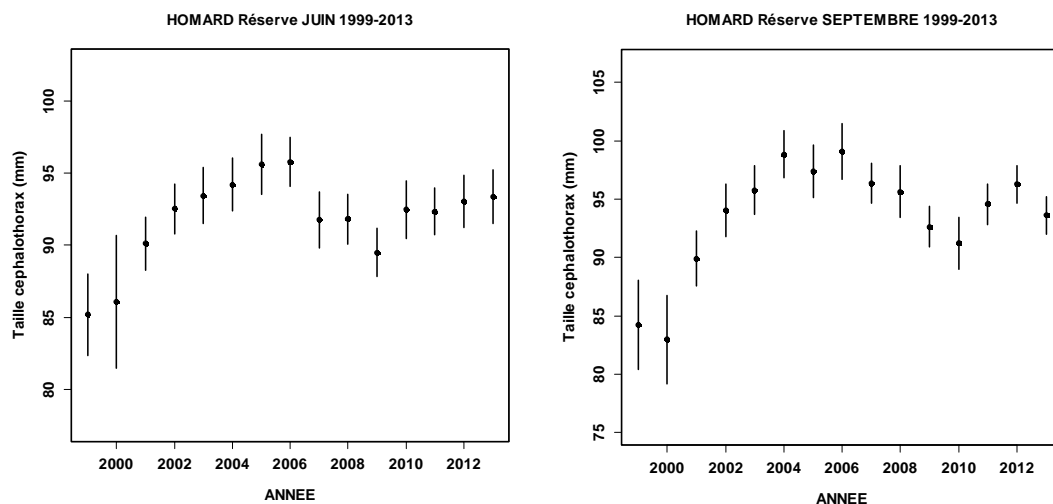


Figure 5.2.20 : Evolution temporelle de la taille moyenne des homards dans le cantonnement depuis 1999

5.2.2.3..2 Le Tourteau

Les rendements diminuent encore cette année sans que cela soit significatif (Fig. 5.2.21). Ils sont de 15,5 individus pour 80 casiers sur l'ensemble de la réserve et, en dehors des années 2008 et 2010, du même ordre que ceux observés depuis 2001.

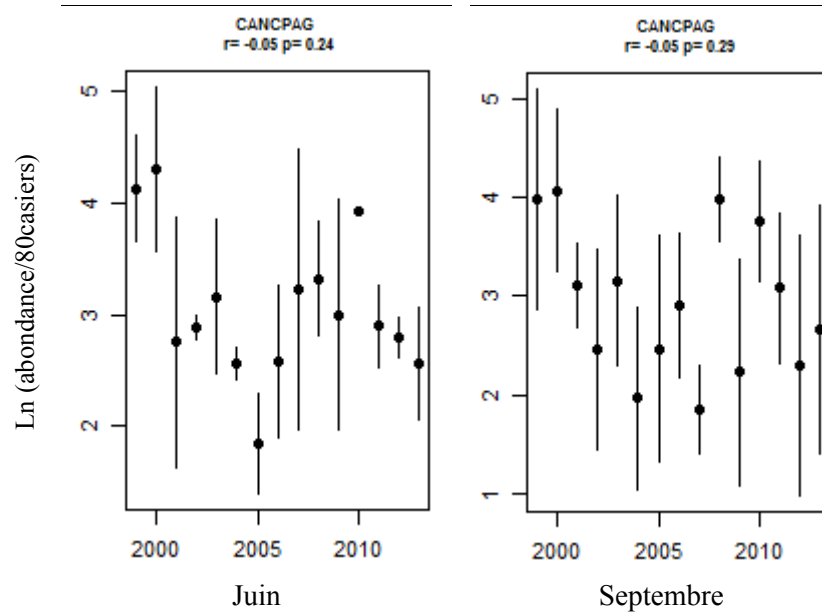


Figure 5.2.21 : Evolution temporelle des captures des tourteaux dans le cantonnement depuis 1999

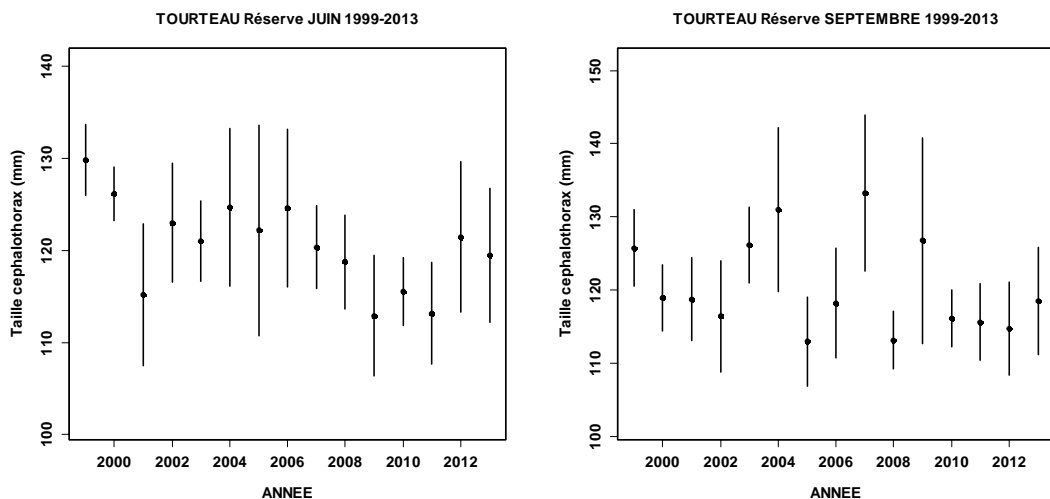


Figure 5.2.22 : Evolution temporelle de la taille moyenne des tourteaux dans le cantonnement depuis 1999

Le graphe du mois de juin montre une diminution de la taille moyenne de cette espèce depuis 1999 alors que celui du mois de septembre affiche une fluctuation temporelle ne dégageant aucune tendance (Fig. 5.2.22).

5.2.3. Conclusion

* En ce qui concerne les captures réalisées par les professionnels on peut noter une grande stabilité par rapport à 2011. Ces déclarations peuvent fluctuer annuellement en fonction du retour ou non des documents déclaratifs. Bien que celui-ci soit encore perfectible, il semble qu'un nombre important de professionnels retourne de façon régulière leurs déclarations de captures. L'interdiction de la pêche de la raie brunette (*Raja undulata*), a provoqué une forte diminution de l'activité de pêche dirigée vers les raies dont les quantités débarquées ont diminué de moitié en 2012.

* Malgré les faibles captures enregistrées au mois de juin, certainement provoquées par des températures de l'eau de mer exceptionnellement basses au printemps et ayant une incidence sur l'activité réduite des homards, les rendements de cette année sont parmi les plus élevés depuis 1985. Ils ne sont pas significativement différents des années précédentes ce qui a pour effet de maintenir les rendements au plus haut niveau depuis 10 ans. De plus la tendance significative est haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Cette taille relativement faible associée à des abondances élevées ces dernières années montre qu'il existe un recrutement annuel important de jeunes individus capturés sur l'ensemble de la pêcherie depuis 2007. 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. Il semble que la population profite encore cette année d'une augmentation du nombre de juvéniles dont les densités proches des plus hauts historiques, sont observées au sud du cantonnement et du CNPE de Flamanville. Cette population importante de petits individus devrait avoir pour effet de maintenir la taille moyenne à un niveau artificiellement bas puisqu'elle représente presque la moitié des captures par unité d'effort dans la zone exploitée par les caseyeurs. Le renouvellement régulier des individus, dans ce type d'habitat rocheux très favorable au développement des juvéniles, pourrait provenir de la réserve ou de méta-populations du Golfe normand breton par dispersion larvaire.

* Le tourteau est toujours la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en gros homards provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Toutefois lorsque la concentration de tourteau dans un secteur est importante comme dans les filières 9,10 et 14, la compétition entre les deux espèces semble s'équilibrer.

* Les captures d'araignées sont en diminution cette année tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause du faible nombre de petits individus capturés cette année.

* La taille moyenne des étrilles capturées est en légère augmentation cette année mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille augmente sensiblement depuis 2010.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

* Les captures de homards sont encore importantes cette année et sont au plus haut depuis la création de la réserve. La grande variabilité des captures lors de la campagne printanière est certainement due à l'activité biologique des homards qui s'est trouvée ralentie par la température exceptionnellement basse à cette période de l'année. Le nombre de femelles oeuvées est plus important qu'à l'extérieur. 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. Comme il avait été prévu en 2012 nous avons fait un point zéro sur une zone située au sud de Carteret dont l'habitat semblait favorable au développement de très petits individus. Cette sortie terrain a permis de mettre en évidence une nourricerie devant Denneville sur Mer. Il faudra confirmer ces observations en 2014.

* Les rendements de tourteaux diminuent encore cette année et les captures deviennent insignifiantes dans cette zone. Ce qui peut paraître surprenant dans la mesure où cette espèce est la plus abondante à l'extérieur de la réserve. Cela vient renforcer l'idée que les individus sont exclus de la zone interdite à la pêche par les homards qui cherchent un habitat susceptible de les protéger. La faiblesse des captures met en évidence une compétition par rapport à la nourriture. Les tourteaux, s'ils sont encore dans la réserve, ne rentrent ainsi plus dans les casiers alors que le nombre de homard est sensiblement identique d'une année sur l'autre.

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 d'eau chaude du CNPE de Flamanville n'ont pas eu d'incidence négative sur la pêcherie de crustacés du secteur étudié dans le cadre de la surveillance écologique.

5.3. Annexes

Mission	Date	Coeff. Marée	Point	Nuages	Sonde	Engin	Heure début (T.U.+2)	Durée	Temps après P.M.	Volume (m ³)	
222	17 juin	49	C. Amenée		5	Bongo 1	17h48	7mn00	4h10	49	
						Bongo 2	17h55		4h17	89	
						Neuston S	18h00		4h22	852	
			Rejet		16	Bongo 1	17h21	2mn00	3h43	73	
						Bongo 2	17h28	3mn00	3h50	163	
						Neuston S	17h30	10mn00	3h52	769	
			Référence		23	Bongo 1	16h41	3mn00	3h03	151	
						Bongo 2	16h49	3mn00	3h11	119	
						Neuston S	16h53	16mn00	3h15	1761	
			Point 3		26	Bongo 1	15h53	4mn30	2h15	167	
						Bongo 2	16h02	4mn30	2h24	173	
						Neuston S	16h08	15mn30	2h30	1887	
223	27 juin	96	Référence		26	Bongo 1	12h01	3mn00	1h11	183	
						Bongo 2					
						Neuston S	12h11		15mn00	1h21	2316
			Point 3		29	Bongo 1	11h08	4mn00	0h18	183	
						Bongo 2	11h16	4mn00	0h26	175	
						Neuston S	11h26	17mn00	0h36	2618	
224	17 juillet	51	C. Amenée	0	7	Bongo 1	17h27	2mn	3h27	64	
						Bongo 2	17h34		2mn15	3h34	89
						Neuston S	17h43			3h43	741
			Rejet	0	17	Bongo 1	16h52	2mn	2h52	132	
						Bongo 2	16h59	3mn30	2h59	190	
						Neuston S	17h07	10mn00	3h07	1091	
			Référence	0	25	Bongo 1	16h13	3mn15	2h13	174	
						Bongo 2	16h20	3mn30	2h20	203	
						Neuston S	16h27	15mn	2h27	2017	
			Point 3	0	28	Bongo 1	15h19	4mn00	1h19	192	
						Bongo 2	15h27	3mn30	1h27	202	
						Neuston S	15h35	16mn00	1h35	1699	
225	31 juillet	39	C. Amenée	0	7	Bongo 1	17h40	1mn40	3h33	59	
						Bongo 2	17h48		3h41	49	
						Neuston S	17h58		9mn50	3h51	888
			Rejet	2	17	Bongo 1	17h08	2mn45	3h01	58	
						Bongo 2	17h15	2mn45	3h08	104	
						Neuston S	17h20	10mn30	3h13	951	
			Référence		25	Bongo 1	16h22	4mn	2h15	187	
						Bongo 2	16h30	3mn30	2h23	173	
						Neuston S	16h40	15mn30	2h33	1741	
			Point 3	8	27	Bongo 1	15h30	3mn00	1h23	144	
						Bongo 2	15h40	4mn00	1h33	189	
						Neuston S	15h48	15mn00	1h41	1831	
226	28 août	46	C. Amenée	0	6	Bongo 1	16h28	2mn00	4h09	43	
						Bongo 2	16h35		2mn00	4h16	109
						Neuston S	16h40		10mn00	4h21	944

			Rejet	2	17	Bongo 1	15h41	3mn00	3h22	85
						Bongo 2	15h48	3mn00	3h29	94
						Neuston S	15h57	18mn	3h38	1826
			Référence		23	Bongo 1	14h56	3mn30	2h37	140
						Bongo 2	15h04	3mn30	2h45	161
						Neuston S	15h12	15mn	2h53	1710
			Point 3	8	27	Bongo 1	14h03	3mn00	1h44	131
						Bongo 2	14h11	3mn00	1h52	118
						Neuston S	14h18	15mn00	1h59	1850
227	12 septembre	60	Référence	3	23	Bongo 1	14h56	5mn00	2h53	260
						Bongo 2	15h06	5mn00	3h03	245
						Neuston S	15h15	15mn00	3h12	1992
			Point 3	3	28	Bongo 1	13h59	4mn00	1h56	193
						Bongo 2	14h10	6mn00	2h07	308
						Neuston S	14h20	15mn00	2h17	1936

Annexe 5.1. Caractéristiques des prélèvements effectués en 2013

Mission	Date	Point	Température (°C)		DT maximum (°C)		Salinité		Densité					
			Surf.	Fond	Surf.	Fond	Surf.	Fond	Surf.	Fond				
											.	d		
222	17 juin	C. Amenée	13,27	13,25	1,7		34,86	34,88	26,23	26,25				
		Rejet	15,00											
		Référence	12,89	12,84							34,90	34,91	26,34	26,35
		Point 3	12,59	12,56							34,97	34,97	26,45	26,46
223	26 juin	Référence	13,12	13,11			34,86	34,87	26,26	26,27				
		Point 3	13,07	13,05			34,82	34,82	26,24	26,24				
224	17-juil	C. Amenée	15,99	15,94	2,6		34,91	35,12	25,68	25,85				
		Rejet	18,60											
		Référence	15,15	15,08							34,97	34,94	25,88	25,91
		Point 3	14,96	14,77							34,98	35,00	25,97	26,03
225	31 juillet	C. Amenée	16,64	16,94	2,4		34,70	34,74	24,27	25,33				
		Rejet	19,00											
		Référence	16,25	16,24							34,80	34,80	25,53	25,53
		Point 3	16,20	15,95							34,87	34,92	25,60	25,70
226	28 août	C. Amenée	17,80	17,78	2,9		34,80	34,82	25,17	25,19				
		Rejet	20,70											
		Référence	17,22	17,18							34,83	34,85	25,33	25,36
		Point 3	16,98	16,94							34,91	34,91	25,45	25,46
227	12 septembre	Référence	17,03	17,01			34,86	34,87	25,40	25,41				
		Point 3	16,97	16,96			34,91	34,92	25,45	25,46				

Annexe 5.2. Résultats des mesures hydrologiques effectuées en 2013

Mission	Date	Point	Nuages	Engin	Total larves	Zoés stade 1	Zoés stade 2	Zoés stade 3	Mégaloopes
222	17 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		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
223	27 juin	Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
224	17 juillet	C. Amenée	0	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	0	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	0	Bongo 1 Bongo 2 Moy. Bongo Neuston S	0,148 0,074	0,148 0,074			
		Point 3	0	Bongo 1 Bongo 2 Moy. Bongo Neuston S	0,049 0,025 0,047	0,049 0,025 0,041			0,006
225	31 juillet	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	8	Bongo 1 Bongo 2 Moy. Bongo Neuston S	0,172 0,086	0,172 0,086			
		Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	6	Bongo 1 Bongo 2 Moy. Bongo Neuston S	0,209 0,104 0,066	0,139 0,070 0,038	0,070 0,035 0,022		0,005

226	28 août	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	6	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
227	12 septembre	Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	6	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					

Annexe 5.3. Densités des larves de homard en 2013 (en nombre par 10 m³)

Mission	Date	Point	Engin	Mégalopes	Total Zoés	Zoés stade 1	Zoés stade 2
222	17 juin	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2				
		Référence	Bongo 1 Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2				
223	27 juin	Référence	Bongo 1 Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2				

224	17 juillet	C. Amenée	Bongo 1				
			Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1				
			Bongo 2		0,05	0,05	
		Moyenne			0,03	0,03	
		Référence	Bongo 1				
			Bongo 2				
		Point 3	Bongo 1				
			Bongo 2				
225	31 juillet	C. Amenée	Bongo 1				
			Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1				
			Bongo 2				
		Référence	Bongo 1	0,05	2,08	2,08	
			Bongo 2	0,06	2,32	2,32	
			Moyenne	0,06	2,20	2,20	
		Point 3	Bongo 1		0,28	0,21	0,07
			Bongo 2		0,21	0,21	
			Moyenne		0,25	0,21	0,03
226	28 août	C. Amenée	Bongo 1				
			Bongo 2				
		Rejet	Bongo 1	0,12	0,59	0,35	0,24
			Bongo 2				
			Moyenne	0,06	0,30	0,18	0,12
		Référence	Bongo 1	0,57	2,07	1,43	0,64
			Bongo 2	0,25	3,72	2,79	0,93
			Moyenne	0,41	2,89	2,11	0,79
		Point 3	Bongo 1	0,76	4,82	3,75	1,07
			Bongo 2	0,42	4,75	3,73	1,02
			Moyenne	0,59	4,78	3,74	1,04
227	12 septembre	Référence	Bongo 1	0,42	2,11	1,77	0,35
			Bongo 2	0,49	2,09	1,84	0,25
			Moyenne	0,46	2,10	1,80	0,30
		Point 3	Bongo 1	0,73	3,37	2,96	0,41
			Bongo 2	0,91	1,88	1,43	0,45
			Moyenne	0,82	2,63	2,19	0,43

Annexe 5.4. Densités des larves d'araignée en 2013 (en nombre par 10 m³)

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuves	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	12	10	2		8.9	506	83
filière 2	105	63	34	8	9.1	525	60
filière 3	225	113	108	4	8.0	328	50
filière 4	29	12	14	3	9.2	519	41
filière 5	244	127	117		7.9	323	52
filière 6	30	14	16		8.3	391	47
filière 7	17	10	7		9.3	578	59
filière 8	54	29	16	9	9.7	635	54
filière 9	70	30	40		8.2	363	43
filière 10	114	53	60	1	8.1	349	46
filière 11	19	12	4	3	10.3	795	63
filière 12	30	9	15	6	9.6	599	30
filière 13	29	12	15	2	8.5	414	41
filière 14	81	47	34		8.2	365	58
filière 15	68	40	26	2	8.4	405	59
Sous total	1127	581	508	38	8.4	401	52

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuves	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	42	23	14	5	9.3	564	55
filière 2	114	53	46	15	9.2	491	46
filière 3	233	116	114	3	7.9	315	50
filière 4	26	14	11	1	8.3	389	54
filière 5	254	115	135	4	7.7	295	45
filière 6	58	35	20	3	8.7	460	60
filière 7	46	24	19	3	8.4	404	52
filière 8	108	52	44	12	9.5	592	48
filière 9	148	79	63	6	8.3	370	53
filière 10	98	50	45	3	8.0	340	51
filière 11	22	14	7	1	9.9	684	64
filière 12	24	11	12	1	8.8	454	46
filière 13	44	21	21	2	8.3	395	48
filière 14	99	46	52	1	8.2	359	46
filière 15	57	25	30	2	8.5	425	44
Sous total	1373	678	633	62	8.4	392	49

Total	2500	1259	1141	100	8.4	397	50%
--------------	-------------	-------------	-------------	------------	------------	------------	------------

Annexe 5.5 : Résultats des pêches expérimentales de homard en 2013

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	91	58	33	13.9	507	64
filière 2	10	8	2	11.5	244	80
filière 3	39	26	13	11.2	237	67
filière 4	76	60	16	14.5	566	79
filière 5	50	32	18	9.9	155	64
filière 6	51	30	21	14.4	519	59
filière 7	62	49	13	14.2	520	79
filière 8	17	10	7	12.2	323	59
filière 9	219	126	93	11.8	285	58
filière 10	164	84	80	11.2	242	51
filière 11	36	27	9	15.3	634	75
filière 12	79	48	31	13.7	465	61
filière 13	120	66	54	12.4	352	55
filière 14	143	83	60	12.6	367	58
filière 15	63	45	18	14.1	489	71
Sous total	1220	752	468	12.7	377	62

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	109	71	38	14.8	589	65
filière 2	30	21	9	11.8	286	70
filière 3	45	33	12	11.5	268	73
filière 4	110	76	34	14.3	515	69
filière 5	66	48	18	11.3	254	73
filière 6	62	44	18	15.0	619	71
filière 7	96	62	34	14.8	570	65
filière 8	5	5		12.3	313	100
filière 9	190	131	59	11.3	244	69
filière 10	312	210	102	11.8	287	67
filière 11	40	24	16	15.0	630	60
filière 12	114	77	37	13.6	454	68
filière 13	189	111	78	12.2	323	59
filière 14	261	186	75	12.2	320	71
filière 15	148	108	40	14.2	498	73
Sous total	1777	1207	570	12.8	385	68

Total	2997	1959	1038	12.8	382	65%
--------------	-------------	-------------	-------------	-------------	------------	------------

Annexe 5.6 : Résultats des pêches expérimentales de tourteau en 2013

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	50	42	7	1	10.0	2	84
filière 2	23	17	4	2	11.0	9	74
filière 3	21	18	2	1	10.9	14	86
filière 4	62	57	4	1	10.6	8	92
filière 5	3	3			10.2	167	100
filière 6	69	53	11	5	9.8	10	77
filière 7	67	52	8	7	10.6	12	78
filière 8	33	28	4	1	11.0	27	85
filière 9	14	11	1	2	11.3	64	79
filière 10	8	7	1		11.6	150	88
filière 11	95	82	5	8	9.9	14	86
filière 12	30	26	2	2	11.3	47	87
filière 13	30	25	5		11.8	63	83
filière 14	14	12	1	1	10.3	143	86
filière 15	89	67	17	5	10.2	25	75
Sous total	608	500	72	36	10.4	25	82

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	68	61	7		11.4	46	90
filière 2	4	4			8.2	0	100
filière 3	0				0.0	0	0
filière 4	47	33	13	1	11.0	40	70
filière 5	10	6	4		8.2	10	60
filière 6	53	30	22	1	10.1	21	57
filière 7	60	37	22	1	10.8	38	62
filière 8	0				0.0	0	0
filière 9	2	2			8.0	0	100
filière 10	2		2		8.3	0	0
filière 11	134	60	68	6	10.9	24	45
filière 12	31	25	6		10.8	42	81
filière 13	5	5			8.6	20	100
filière 14	1	1			6.5	0	100
filière 15	68	30	38		9.2	13	44
Sous total	485	294	182	9	10.5	29	61
	0						
Total	1093	794	254	45	10.5	26%	73%

Annexe 5.7 : Résultats des pêches expérimentales d'araignée en 2013

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuвées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	50	42	7	1	10.0	2	84
filière 2	23	17	4	2	11.0	9	74
filière 3	21	18	2	1	10.9	14	86
filière 4	62	57	4	1	10.6	8	92
filière 5	3	3			10.2	167	100
filière 6	69	53	11	5	9.8	10	77
filière 7	67	52	8	7	10.6	12	78
filière 8	33	28	4	1	11.0	27	85
filière 9	14	11	1	2	11.3	64	79
filière 10	8	7	1		11.6	150	88
filière 11	95	82	5	8	9.9	14	86
filière 12	30	26	2	2	11.3	47	87
filière 13	30	25	5		11.8	63	83
filière 14	14	12	1	1	10.3	143	86
filière 15	89	67	17	5	10.2	25	75
Sous total	608	500	72	36	10.4	25	82

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuвées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	68	61	7		11.4	46	90
filière 2	4	4			8.2	0	100
filière 3	0				0.0	0	0
filière 4	47	33	13	1	11.0	40	70
filière 5	10	6	4		8.2	10	60
filière 6	53	30	22	1	10.1	21	57
filière 7	60	37	22	1	10.8	38	62
filière 8	0				0.0	0	0
filière 9	2	2			8.0	0	100
filière 10	2		2		8.3	0	0
filière 11	134	60	68	6	10.9	24	45
filière 12	31	25	6		10.8	42	81
filière 13	5	5			8.6	20	100
filière 14	1	1			6.5	0	100
filière 15	68	30	38		9.2	13	44
Sous total	485	294	182	9	10.5	29	61
	0						
Total	1093	794	254	45	10.5	26%	73%

Annexe 5.8 : Résultats des pêches expérimentales d'étrille en 2013

	Nombre de casiers relevés			Nombre de buccins pêchés			Nombre de pagures pêchés		
	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total
filière 1	120	120	240	78	22	100	281	520	801
filière 2	80	80	160	0	0	0	0	0	0
filière 3	120	120	240	0	0	0	0	3	3
filière 4	120	120	240	14	15	29	461	1090	1551
filière 5	120	120	240	0	1	1	0	4	4
filière 6	120	120	240	319	47	366	670	58	728
filière 7	120	120	240	234	100	334	510	730	1240
filière 8	80	80	160	0	0	0	0	2	2
filière 9	120	120	240	0	0	0	0	2	2
filière 10	120	120	240	0	1	1	0	14	14
filière 11	120	120	240	418	283	701	676	1396	2072
filière 12	120	120	240	11	5	16	67	83	150
filière 13	120	120	240	15	12	27	49	71	120
filière 14	120	120	240	2	0	2	4	1	5
filière 15	120	120	240	357	103	460	581	155	736
Total	1720	1720	3440	1448	589	2037	3299	4129	7428

Annexe 5.9 : Résultats des pêches expérimentales d'autres espèces en 2013

6. Conclusion

6.1. Le domaine pélagique

Hydrologie

Les températures d'eau de mer mesurées en 2013 ont été inférieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance à toutes les saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés en particulier en automne. Les différences de températures au niveau du point *rejet* sont significatives tout au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2013, 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 2013 ont généralement été supérieures à celles de 2012 en été et en automne sur les différentes stations de surveillance et inférieures au printemps. Les salinités 2013 sont inférieures aux valeurs médianes pluriannuelles calculées sur la période 1987-2012 au printemps. C'est le contraire en été et en automne. Les plus fortes salinités depuis le début de la période de surveillance ont été mesurées cette année au point *rejet* et *référence* en automne. Contrairement aux années passées, un faible gradient côte-large croissant entre les points côtiers (*canal* et *rejet*) et celui du large (*référence*) est observé à toutes les saisons. Celui-ci est lié aux apports d'eau douce d'origine continentale. Un impact de la centrale via ses rejets d'eau douce industrielle 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 2013 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. Cette année, la campagne réalisée au printemps montre que le bloom printanier n'avait pas débuté. 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 2007.

Depuis la mise en application de la décision ASN n°2010-DC-0189, différents changements sont intervenus au niveau du protocole de surveillance. La mesure de la turbidité est venue remplacer celle des concentrations en MES. Ce paramètre a été caractérisé par une distribution spatiale très limitée. Sur le plan temporel, les turbidités se sont avérées plus importantes en été qu'aux autres saisons. Des mesures de concentrations des composés chimiques hydrazine et éthanolamine ont été effectuées aux différentes saisons sur les différents points de surveillance. Les concentrations restent très faibles, les rejets d'hydrazine et d'éthanolamine par la centrale sont très peu perceptibles dans le milieu récepteur.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2013 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

Le nombre de germes revivifiables observé au printemps 2013 est dans la même gamme des valeurs observées lors des années précédentes. Pendant l'été, une différence est apparue pour les points *canal* et *référence*. A l'automne, le nombre de germes revivifiables au point *référence* a été supérieur à celui du point *rejet*, ce qui ne se produit pas d'habitude.

Les vibrions halophiles sont présents sur l'ensemble des points échantillonnés et sur toute la période. Aucune différence significative n'est observée entre les stations au regard des abondances en vibrions halophiles pour les trois saisons.

L'identification des vibrions halophiles confirme la présence et la dominance de l'espèce *Vibrio alginolyticus* parmi les souches cultivables à 37°C dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette espèce a été identifiée à chaque sortie au point *canal*. En 2013, l'espèce *Vibrio vulnificus* a, de nouveau, été identifiée en automne sur l'ensemble des points de surveillance dans les eaux proches de la centrale.

Vibrio cholerae n'a pas été identifiée à proximité du site de Flamanville en 2013.

L'étude de l'ensemble des paramètres en 2013 pour le compartiment microbiologique indique l'absence d'un déséquilibre significatif du milieu lié à l'activité de la centrale de Flamanville.

Phytoplancton

L'année 2013 a été caractérisée par un bloom phytoplanctonique plus tardif que ce qui est généralement observé sur la côte ouest du Cotentin. En effet, les images satellites montrent des concentrations maximales en chlorophylle *a* au mois de juin sur l'ensemble de la zone alors que le maximum est généralement détecté au mois d'avril sur cette zone. Les concentrations en chlorophylle *a* relevées en 2013 à proximité du CNPE de Flamanville montrent le même patron saisonnier avec des concentrations maximales au cours du mois de juin. En particulier les concentrations relevées sur les points *canal* et *rejet* en juin 2013 étaient supérieures aux médianes pluriannuelles. Le développement tardif du bloom phytoplanctonique en 2013 peut être lié à l'augmentation tardive des températures de l'eau de mer au cours de cette année (cf. chapitre Hydrologie).

Les paramètres photosynthétiques ainsi que les abondances phytoplanctoniques suivent une évolution saisonnière similaire. Ainsi, les valeurs maximales de rETR ont été relevées au cours du mois de juin sur l'ensemble de la zone, traduisant d'une activité photosynthétique plus intense en été par rapport au printemps. Par ailleurs, les abondances phytoplanctoniques très faibles au cours du mois de mars, augmentent au cours de la période estivale et le maximum d'abondance est relevé au cours de cette période. Concernant le paramètre photosynthétique Ymax, les valeurs relevées au cours de l'année 2013 sont restées supérieures à 0,6 sur l'ensemble de la zone tout au long de l'année, suggérant un bon état des cellules phytoplanctoniques tout au long de l'année.

Ainsi, l'année 2013 se caractérise par un bloom phytoplanctonique tardif au mois de juin. Au cours de cette période estivale, la biomasse et les abondances phytoplanctoniques, ainsi que les valeurs rETR ont été maximales. En revanche, les valeurs élevées de Ymax relevées témoignent cependant d'un bon état physiologique des cellules phytoplanctoniques tout au long de l'année 2013 sur l'ensemble de la zone à proximité du CNPE de Flamanville.

A l'instar des années précédentes, les diatomées ont largement dominé la communauté phytoplanctonique tout au long de l'année 2013 sur le site du CNPE de Flamanville. La plus faible proportion de diatomées a été observée sur le point *canal* au mois de mars. A cette période un bloom de Prymnésiophycées a été observé sur ce point où se groupe représentait alors 10% de l'abondance totale. Les dinoflagellés ont été très peu représentés sur le CNPE de Flamanville au cours de cette année 2013. Les plus fortes proportions (i.e. 5%) ont été observées

sur le point *canal* au mois de septembre. L'espèce *Heterocapsa neii* était alors la plus abondante.

Au cours du printemps et de l'été 2013, différents assemblages de diatomées ont été observés à la côte et au large. Au printemps, les assemblages côtiers étaient dominés par le genre *Thalassiosira* et les espèces *Skeletonema costatum* et *Leptocylindrus* sp. Le point *référence* se caractérisait à cette même période par une proportion plus élevée de *Brockmaniella brockmannii*. Au cours de l'été 2013, c'est le genre *Leptocylindrus* qui dominait la communauté sur le point *canal*, alors que *Dactylosolen fragillissimus* était l'espèce la plus représentée sur le point *référence*.

Au cours de la période automnale, différents assemblages de diatomées ont été observés sur les trois points d'échantillonnage. Au cours de cette période l'évolution des communautés le long du gradient côte-large est beaucoup moins marquée. Ainsi, *Thalassiosira* sp. dominait la communauté sur le point *canal*. Sur le point *rejet*, la communauté était dominée par le genre *Chaetoceros* sp., alors que le point *référence* se caractérisait à cette même période par la dominance de *Skeletonema costatum*. La diversité de la communauté de diatomées en automne a été beaucoup plus élevée qu'au cours des deux périodes précédentes ; les espèces accompagnatrices étant plus nombreuses qu'au cours du printemps et de l'été.

La succession des communautés phytoplanctoniques observées à proximité du CNPE de Flamanville au cours de l'année 2013 est conforme à ce qui est généralement observé sur cette zone. La variabilité spatiale observée entre les stations est principalement liée à l'évolution des conditions environnementales (e.g. concentrations en sels nutritifs, lumière, turbulence...) le long du gradient côte large.

Le cycle saisonnier du phytoplancton ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques observés en 2013 ne présentent pas de caractéristiques pouvant mettre en cause l'activité du CNPE de Flamanville. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle observée sur la zone ouest Cotentin.

Zooplancton

En 2013, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1993 au printemps, mais ont été beaucoup plus faibles en été et plus fortes en automne. L'évolution de l'abondance zooplanctonique ainsi que les biomasses depuis 1993 ne montrent pas de différences significatives entre les points de prélèvement.

Au printemps 2013, le méroplancton représentait plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (70-80%). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. La diversité spécifique de ce groupe est assez faible ($\leq 2.5 \text{ Bit. ind}^{-1}$) et composé en général de moins d'une dizaine d'espèces dont une seule peu représenter entre 25 et 85 % du peuplement. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *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 *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 du rejet 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 par la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique.

6.2. Le domaine benthique

La biomasse moyenne de *Fucus serratus* évaluée dans la région de Flamanville en 2013 est comparable à celle de 2012. Elle reste inférieure à la moyenne observée depuis 1984. Les valeurs augmentent en mars et diminuent en septembre très sensiblement. La croissance des thalles calculée de mars à septembre a été relativement modeste. Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse algale atteint son niveau le plus faible.

Après les valeurs minimales observées en 2011 à Guissény, Flamanville et Paluel, les biomasses algales ont augmenté en 2012.

En 2013, cette tendance à la hausse se confirme à Guissény et à Paluel, la valeur à Flamanville reste quasiment stable.

Le pourcentage de *Fucus serratus* fertiles évalué en mars 2013 est en hausse atteignant la valeur moyenne observée depuis 1983. Après une baisse en juin, ce pourcentage s'élève en septembre. Depuis 2003, les valeurs de fin d'été restent fortes et supérieures à la moyenne.

Quelques différences sont observées d'une population de Fucales à une autre. Ainsi à Paluel, le développement de la fertilité reste plus faible en mars et beaucoup plus élevé en juin.

À Flamanville, c'est en septembre que celui-ci atteint son maximum.

Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de maturation des thalles de *Fucus serratus* d'un secteur à un autre.

Le recrutement des cirripèdes est en hausse en 2013 mais reste toutefois inférieur à la valeur moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. Les quatre stations affichent des valeurs 2013 supérieures à celle de 2012. C'est au Rozel que le recrutement est le plus faible, au Sémaphore le plus élevé.

La densité moyenne des cirripèdes évaluée en 2013 reste stable. Elle est très inférieure à la moyenne calculée sur la période 1983 à 2013. La tendance générale observée sur la période étudiée s'oriente à la baisse avec une certaine stabilité ces dernières années.

Le Rozel reste en moyenne la station la plus abondante, suivie de très près par le Sémaphore.

Les valeurs sont nettement plus faibles dans les niveaux supérieurs des stations, *Semibalanus balanoides* espèce dominante à Flamanville y est moins abondante.

Les densités de cette espèce ont augmenté en 2013 excepté au Sémaphore où une baisse très sensible est observée.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites au cours de l'année 2013 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

6.3. Le domaine halieutique

Larves de crustacés

Les températures du premier semestre 2013 sont bien en-dessous de la moyenne. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée a commencé tardivement vers la mi-juillet.

La densité de zoés atteint la valeur maximale (4,8 par 10m³) fin août, valeur moyenne sur l'ensemble des années en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 qui sont exceptionnelles. La densité maximale de mégaloopes observée mi septembre (0,82 par 10 m³) approche les valeurs les plus élevées. Notons que les larves d'araignées sont régulièrement assez abondantes depuis 2009.

Après avoir noté en 2010 que le point référence pouvait être un lieu important d'éclosion de larves d'araignée on retrouve cette année comme les deux années passées la prépondérance du point 3 ; des zoés et mégaloopes d'araignée ont été observées cette année encore dans les environs du rejet après leur absence en 2010 mais nous n'en avons observé aucune dans le canal d'aménée où elles sont très rares.

Le pic d'éclosion de larves de homard s'est produit tardivement au cours de la deuxième quinzaine de juillet mais lors de la mission suivante fin août nous n'en avons pas observées. La densité maximale de 2013 est moyenne (0,04 par 10 m³).

Les résultats de l'année 2013 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

En ce qui concerne les captures réalisées par les professionnels on peut noter une grande stabilité par rapport à 2011. Ces déclarations peuvent fluctuer annuellement en fonction du retour ou non des documents déclaratifs. Bien que celui ci soit encore perfectible, il semble qu'un nombre important de professionnels retourne de façon régulière leurs déclarations de captures. L'interdiction de la pêche de la raie brunette (*Raja undulata*), a provoqué une forte diminution de l'activité de pêche dirigée vers les raies dont les quantités débarquées ont diminué de moitié en 2012.

Malgré les faibles captures enregistrées au mois de juin, certainement provoquées par des températures de l'eau de mer exceptionnellement basses au printemps et ayant une incidence sur l'activité réduite des homards, les rendements de cette année sont parmi les plus élevés depuis 1985. Ils ne sont pas significativement différents des années précédentes ce qui a pour effet de maintenir les rendements au plus haut niveau depuis 10 ans. De plus la tendance significative est haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Cette taille relativement faible associée à des abondances élevées ces dernières années montre qu'il existe un recrutement annuel important de jeunes individus capturés sur l'ensemble de la pêcherie depuis 2007. 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. Il semble que la population profite encore cette année d'une augmentation du nombre de juvéniles dont les densités proches des plus hauts historiques, sont observées au sud du cantonnement et du CNPE de Flamanville. Cette population importante de petits individus devrait avoir pour effet de maintenir la taille moyenne à un niveau artificiellement bas puisqu'elle représente presque la moitié des captures par unité d'effort dans la zone exploitée par les caseyeurs. Le renouvellement régulier des individus, dans ce type d'habitat rocheux très

favorable au développement des juvéniles, pourrait provenir de la réserve ou de métapopulations du Golfe normand breton par dispersion larvaire.

Le tourteau est toujours la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en gros homards provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Toutefois lorsque la concentration de tourteau dans un secteur est importante comme dans les filières 9,10 et 14, la compétition entre les deux espèces semble s'équilibrer.

Les captures d'araignées sont en diminution cette année tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause du faible nombre de petits individus capturés cette année.

La taille moyenne des étrilles capturées est en légère augmentation cette année mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille augmente sensiblement depuis 2010.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

Les captures de homards sont encore importantes cette année et sont au plus haut depuis la création de la réserve. La grande variabilité des captures lors de la campagne printanière est certainement due à l'activité biologique des homards qui s'est trouvée ralentie par la température exceptionnellement basse à cette période de l'année. Le nombre de femelles oeuvées est plus important qu'à l'extérieur. 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. Comme il avait été prévu en 2012 nous avons fait un point zéro sur une zone située au sud de Carteret dont l'habitat semblait favorable au développement de très petits individus. Cette sortie terrain a permis de mettre en évidence une nourricerie devant Denneville sur Mer. Il faudra confirmer ces observations en 2014.

Les rendements de tourteaux diminuent encore cette année et les captures deviennent insignifiantes dans cette zone. Ce qui peut paraître surprenant dans la mesure où cette espèce est la plus abondante à l'extérieur de la réserve. Cela vient renforcer l'idée que les individus sont exclus de la zone interdite à la pêche par les homards qui cherchent un habitat susceptible de les protéger. La faiblesse des captures met en évidence une compétition par rapport à la nourriture. Les tourteaux, s'ils sont encore dans la réserve, ne rentrent ainsi plus dans les casiers alors que le nombre de homard est sensiblement identique d'une année sur l'autre.

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 d'eau chaude du CNPE de Flamanville n'ont pas eu d'incidence négative sur la pêcherie de crustacés du secteur étudié dans le cadre de la surveillance écologique.

* * *

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., MIOSEC, 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
- DETER J., LOZACH, S., DERRIEN, A., VÉRON, A., CHOLLET, J. and HERVIO-HEATH, D. (2010a) Chlorophyll *a* might structure a community of potentially pathogenic culturable Vibrionaceae. Insights from a one-year study of water and mussels surveyed on the French Atlantic coast. *Environmental Microbiology Reports* 2, 185-191.
- DETER, J., LOZACH, S., VERON, A., CHOLLET, J., DERRIEN, A. AND HERVIO-HEATH, D. (2010b) Ecology of pathogenic and non-pathogenic *Vibrio parahaemolyticus* on the French Atlantic coast. Effects of temperature, salinity, turbidity and chlorophyll *a*. *Environmental Microbiology* 12, 929-937.
- DREVES L., 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 ». *Océanologie 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 microscop 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 zooplankton, *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.
- OBERBECKMANN, S., WICHELS, A., WILTSHIRE, K.H. AND GERDTS, G. (2010) Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio alginolyticus* in the German Bight over a seasonal cycle. *Antonie Van Leeuwenhoek* 100, 291-307.
- 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.
- QUILICI, M. L., AND A. ROBERT-PILLOT. 2011. Infections à vibrions non cholériques. Elsevier Masson Consult, maladies infectieuses [8-026-F-15].
- 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.
- STEMMANN NIELSEN, E. 1951.-** « Measurement of the production of organic matter in the sea » *Nature*, 167 : 684.
- STEMMANN 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 vervollkommnung 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. GENTIEN, 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.

GENTIEN 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.
- ABERNOT-LE GAC C., DREVES L., (COORDINATEURS), ANTAJAN E., MARTIN J., MONBET P., SCHAPIRA M., SCHLAICH I., (2012)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2011 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-LER/FBN/12.05, avril 2012, 220 p.
- ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATRICE), ANTAJAN E., DEVREKER D., DREVES L., MARTIN J., MONBET P., SCHAPIRA M., SCHLAICH I., (2013)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2012 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-LER/BO/13.004, mars 2013, 214 p.
- ABERNOT-LE GAC C, (coordinatrice), ANTAJAN E., DEVREKER D., DREVES L., LAMORT L., MARTIN J., PIERRE-DUPLESSIS O., SCHAPIRA M., SCHLAICH I., (2014)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2013 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST - ODE/LITTORAL/LER / BO / 14.003, mars 2014, 226 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

* * *