

DEFHFIS

Dynamique des Ecosystèmes et Fonctionnement Hydromorphologique des Flandres en Seine

Partie VI

Ichtyologie

**Rapport final
mars 2012**

Sylvain Duhamel (CSLN), Alexandre Carpentier (URU 420 Rennes 1/CRESCO)

Sommaire

VI.I. Introduction	2
VI.I.1 Eléments de contexte	
VI.I.2. Objectifs de l'étude	
VI.II. Méthodologie	4
VI.II.1. Typologie des assemblages d'espèces dans l'estuaire moyen	4
VI.II.1.1 Zone géographique	
VI.II.1.2 Cadrage spatio-temporel des observations	
VI.II.2. Approche comparative avec la Baie du Mont Saint Michel	5
VI.II.2.1 Description des sites	
VI.II.2.2 Méthodologie d'échantillonnage des poissons	
VI.II.2.3 Traitement des données de pêche	
VI.II.2.3 Etude des réseaux trophiques	
VI.III. Résultats	12
VI.III.1. Typologie des assemblages d'espèces dans l'estuaire moyen de la Seine	12
VI.III.1.1. Organisation saisonnière	
VI.III.1.2 Typologie des assemblages d'espèces en condition estivale	
VI.III.1.3 Typologie des assemblages d'espèces en condition printanière	
VI.III.1.4 Relations avec les variables environnementales en été	
VI.III.1.5 Relations avec les variables environnementales au printemps	
VI.III.2. Positionnement de la Grande Filandre au sein de la typologie	24
VI.III.2.1 Conditions hydrologiques	
VI.III.2.2 Assemblages d'espèces	
VI.III.3. Analyse comparée avec la Baie du Mont Saint Michel	28
VI.III.3.1. Composition de l'ichtyofaune	
VI.III.3.2. Variations saisonnières	
VI.III.3.3. Structure des assemblages d'espèces	
VI.III.3.4. Variations spatiales intra filandre	
VI.III.3.5. Taille des principales espèces et taux de croissance	
VI.III.3.6 Fonctionnement trophique	
VI.4. Discussion	49
VI.4.1. Typologie des assemblages d'espèces dans les filandres de l'estuaire de la Seine	49
VI.4.2. Approche comparative avec un site peu aménagé, la Baie du Mont St Michel	50

VI.I. Introduction

VI.I.1. Eléments de contexte

Les marais salés sont importants au sein des écosystèmes côtiers et sont qualifiés d'habitats essentiels pour un ou plusieurs stades au cours du cycle de vie de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés (Boesh & Turner, 1984 ; Rountree & Able, 1992 ; Kneib, 1997). Egalement présents dans les estuaires, les marais salés subissent aussi les pressions anthropiques qui continuent de menacer l'intégrité et la qualité écologique de ces écosystèmes (Mc Lusky, 1989).

Dans les systèmes à marée, les chenaux de marée sont des corridors entre les vastes zones de marais et les habitats subtidiaux (Rozas et al., 1988 ; Weinstein et al., 1997 ; Rozas & Zimmerman, 2000). Toutefois la disponibilité de ces habitats temporaires est généralement réduite comparativement à d'autres dont les volumes et les surfaces en jeu sont considérables (zones subtidales, estrans). C'est pourquoi l'accès à ces milieux est vital pour de nombreuses espèces qui les colonisent comme refuge, pour se nourrir ou se reproduire (Kneib, 1997 ; Able & Fayay, 1998).

Les habitats intertidaux meubles ont fait l'objet de nombreuses recherches pour examiner les patrons de distributions spatiales et temporelles des poissons présents ainsi que la fonctionnalité écologique de ces milieux aquatiques temporaires. Souvent plus difficiles d'accès, les chenaux de marée qui pénètrent dans le schorre présentent souvent de fortes contraintes d'échantillonnage, expliquant probablement leur connaissance encore fragmentaire concernant les assemblages de poissons (Laffaille et al., 2000 ; Bretsch & Allen, 2006, Cattrijsse & Hampel, 2006 ; Kimball & Able, 2007), mais surtout de leur fonctionnement sur le plan trophique.

Dans l'estuaire de la Seine, les assemblages d'espèces présentes sur ce type ont fait l'objet d'une approche descriptive à l'échelle de l'ensemble de l'estuaire depuis la zone polyhaline jusque dans les eaux douces tidales d'habitat (Duhamel et al., 2002 ; Duhamel et al., 2004). Les variations interannuelles d'abondances sont suivies depuis 2002 au cours de la période chaude (mai à septembre) sur deux sites situés de part et d'autre du Pont de Normandie (pk 253), montrant d'importantes concentrations saisonnières de poissons juvéniles d'origine marine et de résidents estuariens (de Roton et al., 2002 ; de Roton et al., 2008). Comme dans d'autres baies et estuaires les chenaux de marée de l'estuaire de la Seine (dénommés « filandres » dans cette étude) y sont identifiés comme habitat essentiel de nourricerie pour le bar commun (Parlier, 2006 ; Leleu, 2006 ; Morin, 2011). Les pressions d'aménagements subies par l'estuaire de la Seine (i.e. Pont de Normandie ; Port 2000 ; modifications récentes des digues, tendance au comblement des zones intertidales meubles) conduisent à se poser la question de la fonctionnalité actuelle de ces habitats et de leur devenir.

VI.I.2. Objectifs de l'étude

Les filandres jouent un rôle écologique fondamental dans la mesure où elles constituent les uniques voies qui permettent à la faune marine d'accéder aux ressources des marais salés (Rozas et al., 1988 ; Weinstein et al., 1997 ; Rozas & Zimmerman, 2000). Le gradient de salinité qui caractérise l'estuaire moyen de la Seine incite à se poser tout d'abord la question de l'existence d'une typologie d'assemblages d'espèces en fonction de différentes classes de salinité des masses d'eau au sein des filandres. Autrement dit, est-ce que la fonction de nourricerie des filandres est identique pour toutes les filandres eu égard au cortège d'espèces présentes ? Dans un second temps, le fonctionnement trophique des filandres doit être appréhendé de façon plus globale afin de déterminer si la pression des

activités humaines qui caractérisent l'estuaire de la Seine contribue à une quelconque modification et/ou dégradation de leur fonctionnalité écologique vis-à-vis de l'ichtyofaune.

Dans ce but, une approche comparative avec un autre site est développée, il s'agit de la Baie du Mont Saint Michel, pressentie comme site de référence sous influence marine, avec une évolution naturelle des habitats au cours des dernières décennies.

Cette étude a pour ambition de répondre aux objectifs suivants :

Il s'agit tout d'abord de compléter l'approche typologique des filandres de l'estuaire de la Seine réalisée d'un point de vue hydromorphologique et sédimentaire, en s'intéressant à un maillon intégrateur des conditions environnementales présentes : l'ichtyofaune.

Le second objectif consiste à affiner la caractérisation de filandres « ateliers » du point de vue de la variabilité spatiale et temporelle des assemblages d'espèces de poissons et d'en effectuer l'analyse au regard de celle obtenue de façon synchrone sur un autre site : la Baie du Mont St Michel.

Cette approche comparative est conservée pour atteindre le troisième objectif qui consiste à compléter l'approche fonctionnelle par l'étude des réseaux trophiques. Celle-ci est envisagée sous la forme d'une analyse isotopique des différents compartiments des chaînes trophiques pressenties dans les filandres. Plusieurs sous objectifs ont été définis : i) identification et estimation de l'implication relative des sources de C dans les réseaux trophiques des filandres (producteurs primaires), ii) définition de liens trophiques au sein des réseaux (approche qualitative), iii) comparaison et analyse des réseaux trophiques des filandres entre les deux baies (effet baie), iv) comparaison et analyse des réseaux trophiques des filandres dont l'environnement proche est soumis ou non à des perturbations de type pâturage ou invasion biologique (chiendent en baie du Mont St Michel, phragmite en baie de Seine) (effet filandre).

VI.II. Méthodologie

VI.II.1. Typologie des assemblages d'espèces dans l'estuaire moyen

VI.II.1.1 Zone géographique

La zone d'étude se situe dans l'estuaire moyen (Figure VI.1), caractérisé par un gradient de salinité important. Elle s'étend depuis la Grande vasière Nord à l'ouest jusqu'à la limite de la Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de Seine en rive sud. Les systèmes étudiés sont les chenaux secondaires perpendiculaires à l'axe du fleuve qui s'enfoncent plus ou moins profondément dans le schorre et le marais. Au cours des dix dernières années, six sites ont fait l'objet d'un échantillonnage des poissons dans des contextes variés tel que le Programme Seine Aval et les suivis écologiques associés à Port 2000 (Tableau VI.1).



Figure VI.1 : Localisation des filandres de l'estuaire moyen de la Seine sélectionnées pour l'étude comparative des assemblages d'espèces de poissons au cours de la période 2002-2004.

Tableau VI.1 : Dénomination usuelle et localisation des filandres retenues pour l'approche typologique dans l'estuaire moyen de la Seine

	Dénomination filandre	Station	Long (WGS 84)	Lat (WGS 84)	Long (décimale)	Lat (décimale)
Rive Nord	Harle	GVE	00° 15' 083	49°26' 821	0,2513833	49,44702
		GVO	00° 15' 075	49°26' 855	0,25125	49,44758
	Vasière artificielle	VAE	00° 18' 350	49°26' 627	0,3058333	49,44378
		VAO	00° 18' 006	49°26' 763	0,3001	49,44605
	Crique à Tignol	TID	00° 20' 383	49°26' 590	0,3397167	49,44316
		TIE	00° 20' 862	49°26' 623	0,3477	49,44372
TIF		00° 20' 640	49°26' 850	0,344	49,4475	
Rive Sud	Embouchure Risle (RD)	RNRlav	00° 22' 830	49°26' 268	0,38033	49,43778
		RNRlam	00° 23' 484	49°26' 074	0,3915	49,43458
	Crique à Connard	RNEav	00° 24' 245	49°26' 550	0,4040833	49,4425
		RNEav	00° 24' 467	49°26' 752	0,4077833	49,44587
	Crique "Epi"	RNEam	00° 24' 820	49°26' 925	0,4136667	49,44875

VI.II.1.2 Cadrage spatio-temporel des observations

Chacun de ces sites n'a pas pu être étudié de façon synchrone durant une même période (Tableau VI.2). Les résultats ont été obtenus dans le cadre d'étude parfois ponctuelle dans le temps et sur un nombre restreint de filandres, comme c'est le cas sur la rive sud pour la crique à Connard et les filandres de la rive droite de la Risle. Les objectifs de l'étude incitent toutefois à privilégier la diversité des sites échantillonnés entre 2002 et 2004 par rapport à l'homogénéité du nombre d'observations par site.

Tableau VI.2 : Récapitulatif du nombre d'échantillons collectés dans l'estuaire de la Seine entre 2002 et 2004 sur les cinq secteurs d'échantillonnage destinés à l'étude typologique des assemblages d'espèces.

Année	Gde Vasière	Vas. Artif.	Tignol	Connard	Risle
2002	10	10	12	6	0
2003	10	10	10	0	0
2004	10	10	0	0	6
Total	30	30	22	6	6

VI.II.2. Approche comparative avec la Baie du Mont Saint Michel

VI.II.2.1 Description des sites

Dans l'estuaire de la Seine, les filandres de l'estuaire moyen sont majoritairement présentes sur la rive nord de l'estuaire c'est-à-dire là où les opérations d'endiguement n'ont pas totalement fait disparaître les zones intertidales par les biais conjugués, i) d'une limitation de la hauteur des digues, ii) du maintien d'un certain nombre de brèches à l'intérieur de ces digues dont la hauteur de seuil est toutefois très variable. Pour les principales filandres évoquées dans cette étude, l'eau pénètre à l'intérieur du schorre dès lors que la hauteur d'eau de la marée est supérieure à 6,40m (coefficient 40). Le temps pendant lequel il y a de l'eau dans la filandre est évaluée à environ 5 heures consécutives en zone de vase nue bordant le schorre. Cette durée est à relier à une caractéristique essentielle de la courbe de marée dans l'estuaire de la Seine, à savoir une tenue du plein de 2,5 heures. La configuration en Baie du Mont Saint-Michel diffère en raison de l'amplitude de marée (jusqu'à 15m) très supérieure à celle de la Seine (8,5m), mais aussi de par le fait qu'il n'on n'y observe pas de tenue du plein. En conséquence, les filandres se remplissent lorsque la hauteur d'eau de la marée est supérieure 11,25m, soit environ un coefficient de 80 (Lefeuvre et al., 2000). Elles sont alors inondées pendant 2 à 3h selon le coefficient. A partir d'un coefficient de 100, l'eau déborde des filandres et inonde le schorre. Dans l'estuaire de la Seine, cette configuration est obtenue à partir d'un coefficient de 80.

VI.II.2.2 Méthodologie d'échantillonnage des poissons

Afin de caractériser la biodiversité du necton et la fonctionnalité ichtyologique de ce type d'habitat, un échantillonnage simultané des deux sites a été réalisé selon une fréquence bimensuelle entre mai 2010 et mars 2011 en appliquant un protocole d'échantillonnage identique (Tableau VI.3). Sur chacun des deux sites, les échantillons ont été prélevés dans deux filandres distinctes de façon à intégrer la variabilité de l'influence des apports d'eau douce. Il s'agit dans la Seine de deux filandres de la Grande Vasière sur la rive nord de l'estuaire, à savoir de la filandre « Harle » située à l'ouest du Pont de Normandie ainsi que de la « Grande filandre » immédiatement à l'est de cette même infrastructure routière (Figure VI.2.)

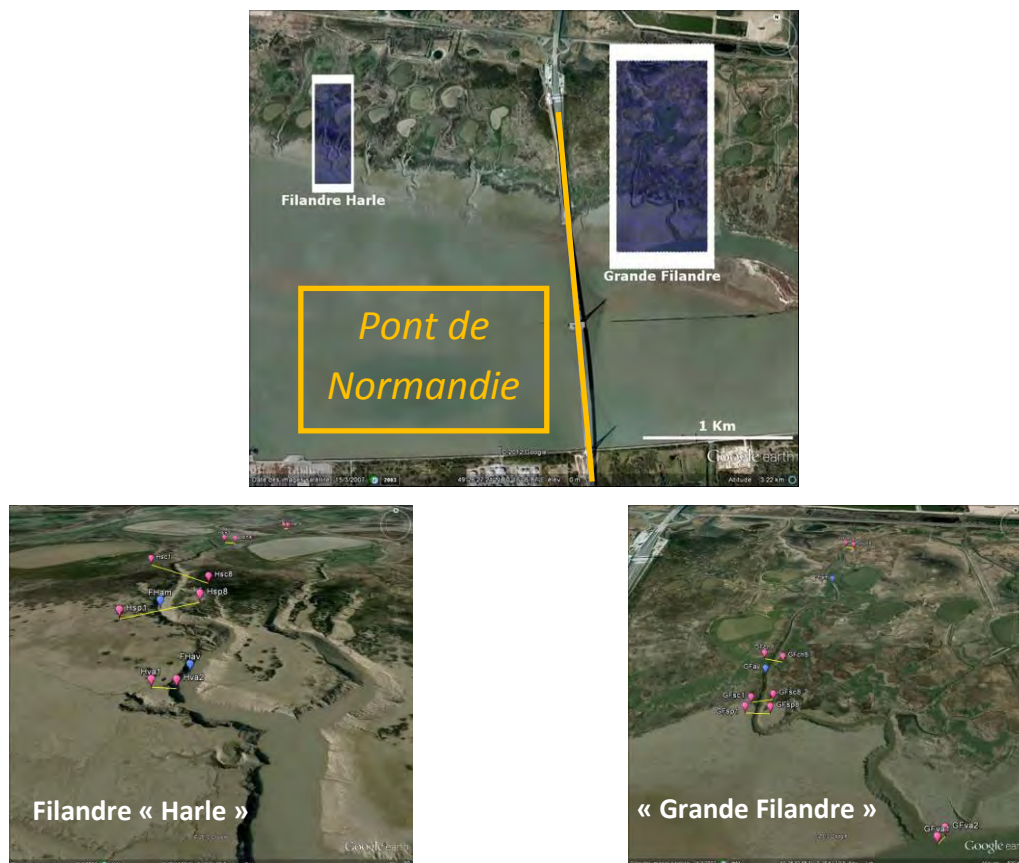


Figure VI.2 : Positions des stations d'échantillonnage en estuaire de Seine de la macrofaune benthique (transects) et de l'ichtyofaune (points bleus) dans la filandre Harle (à gauche) et dans la Grande filandre (à droite) en 2010-2011.

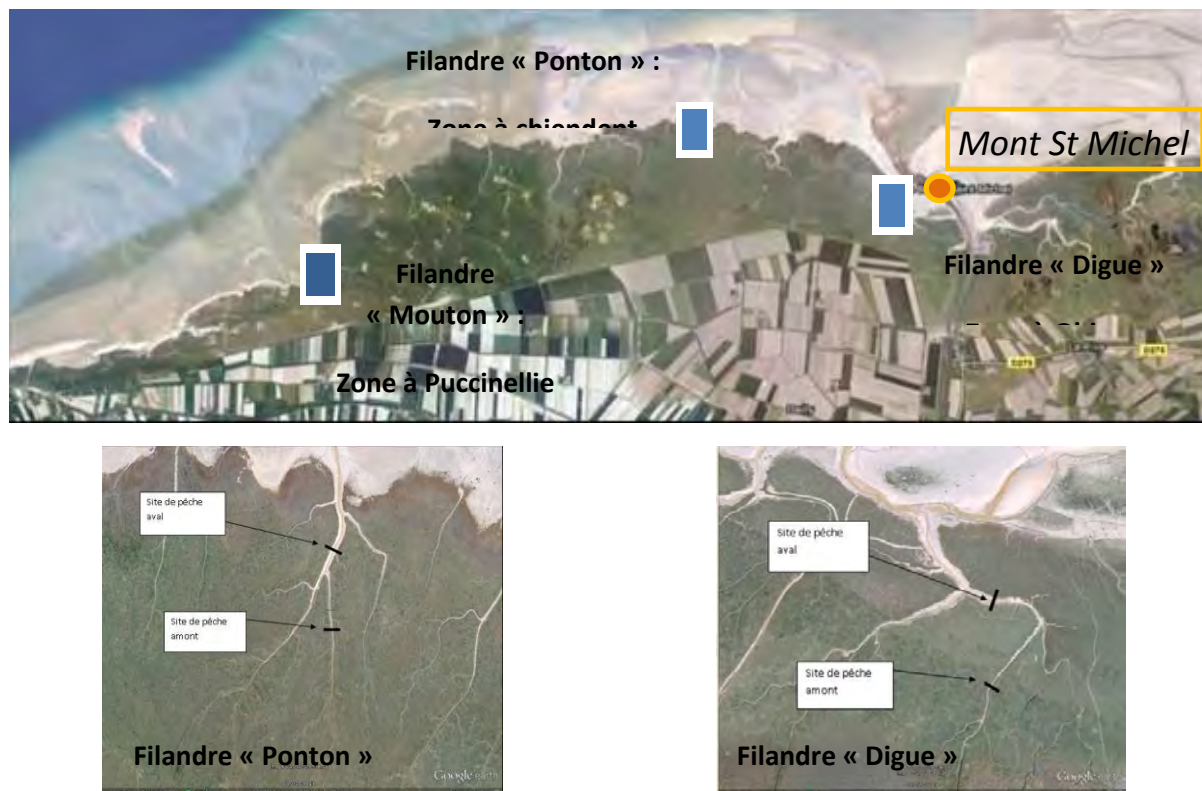


Figure VI.3 : Positions des stations d'échantillonnage en Baie du Mont-Saint Michel pour l'approche comparative des réseaux trophiques (en haut) et des assemblages d'espèces de poissons (en bas).

Afin de se rapprocher des conditions de l'estuaire de la Seine qui est l'objet du présent programme, la comparaison des assemblages d'espèces de poissons porte en Baie du Mont Saint Michel sur une première filandre proche de la sortie du Couesnon, principal fleuve côtier de la baie (Figure VI.3.). Elle se situe donc potentiellement sous influence de l'eau douce (filandre « digue ») tandis que la seconde filandre est plus éloignée à l'ouest (filandre « ponton »).

Tableau VI.3 : Récapitulatif du nombre d'échantillons collectés entre 2010 et 2011 simultanément dans l'estuaire de la Seine et la Baie du Mont Saint Michel sur les filandres destinées à la comparaison des assemblages d'espèces.

	Estuaire de la Seine		Baie du Mont Saint Michel	
Mois	Date	Nbre éch°	Date	Nbre éch°
Mai 2010	27-28	4	27-28	4
Juillet 2010	12/16-17	6	12/16-17	6
Sept/Oct 2010	23/5/7	6	23/5-6	6
Novembre 2010	22-24	6	22-24	6
Janv/fév 2011	18-19	4	19/03	4
Mars 2011	07-08	4	07-08	4
Total		30		30

Chaque filandre a été échantillonnée sur deux stations distinctes afin d'intégrer partiellement le gradient de bathymétrie qui les caractérise. La largeur du chenal conditionne l'efficacité des engins de pêche au-delà d'une dizaine de mètres, expliquant ainsi que les stations les plus basses ne soient pas positionnées à l'embouchure de la filandre, généralement trop larges pour un échantillonnage efficace. Dans l'estuaire de la Seine, les stations de la filandre Harle sont toutes deux positionnées sur le bras principal, c'est-à-dire le plus long. Il en est de même sur la Grande Filandre qui se caractérise par l'absence de bras secondaire. En revanche en Baie du Mont St Michel, la station la plus basse est située sur l'axe principal, recevant au jusant les flux d'organismes vivants associés à plusieurs bras secondaires situés vers la tête de filandre. Cette configuration est particulière à la Baie du Mont St Michel, où les filandres sont généralement plus ramifiées que dans l'estuaire de la Seine.

Afin de minimiser la sélectivité des captures, deux engins fixes sont utilisés de manière simultanée sur chaque site :

- au moins un filet verveux de faible maillage (5- mm de côté de maille, 5m de profondeur, 1,80m de hauteur) et muni de deux ailes de 10m chacune ; il est destiné à la capture des juvéniles et des petites espèces ;
- un trémail destiné à la capture des adultes capables d'échapper au verveux (30 & 70mm de côté de maille, 2m de hauteur, 25 & 50m de long).

VI.II.2.3. Traitement des données de pêche

La richesse spécifique totale (nombre total d'espèces présentes) est calculée par station ; à l'échelle du site, elle est moyennée pour les différentes stations prospectées (nombre moyen d'espèces présentes dans le peuplement).

Les distributions spatio-temporelles d'abondances sont abordées à différents niveaux :

- abondance totale des populations de poissons (ou crustacés), par espèce
- biomasse totale des populations de poissons (ou crustacés), par espèce

L'abondance et la biomasse totales sont calculées de la façon suivante (Laffaille, 2000) :

$$N_j = \frac{\left(\frac{N_i}{T_i}\right) + \left(\frac{N_{i+1}}{T_{i+1}}\right)}{2} \times T_j$$

$$CPUE = \frac{\sum N_i + \sum N_j}{\sum T_i + \sum T_j}$$

Avec :

CPUE	=	nombre ou biomasse d'individus par espèce et par minute
Ti	=	temps de chaque échantillonnage en minute
Tj	=	temps en minute entre les échantillons i et i+1
Ni	=	quantité d'individus en nombre ou en biomasse pour l'échantillon i
Nj	=	quantité d'individus en nombre ou en biomasse entre les échantillons i et i+1

Diagrammes rangs-fréquences (DRF)

La structuration du peuplement est également étudiée à partir des diagrammes rangs-fréquences afin de faire ressortir les espèces dominantes. Les espèces sont classées suivant l'ordre décroissant de leur proportion en abondance ou biomasse dans le peuplement. Seules les espèces présentes à plus de 1% ont été considérées.

Analyses multivariées

La répartition spatio-temporelle du peuplement est également étudiée, avec l'appui de techniques d'analyse multivariées destinées à visualiser de façon synthétique l'organisation des observations et/ou variables d'un point de vue spatio-temporel.

Pour ces analyses, les espèces rares dans les prélèvements sont éliminées (fréquence d'occurrence < 25%). Pour les espèces restantes, les abondances subissent une transformation logarithmique $\log(\text{valeur}+1)$ destinée à pondérer l'abondance des espèces dominantes.

(1) Classifications

Les classifications tendent à former des groupes au sein des échantillons tels que des groupes d'espèces ayant les mêmes affinités (sensiblement les mêmes distributions). A partir d'une matrice de similarité, les observations ou les espèces sont regroupées selon les plus forts liens de ressemblance jusqu'aux plus faibles. Ce regroupement est visualisé sur un dendrogramme (arbre) où l'un des axes représente les espèces et l'autre les similarités. Il existe plusieurs types de groupement. La méthode employée dans cette étude utilise la distance Euclidienne comme coefficient de dissimilarité et la méthode de regroupement de Ward.

(2) Analyse factorielle discriminante (AFD)

L'analyse factorielle discriminante a tout d'abord été employée pour analyser la variabilité saisonnière des données et déterminer des périodes relativement homogènes dans le cadre de l'approche typologique. Elle permet de vérifier sur un graphique à deux ou trois dimensions si les groupes auxquels appartiennent les observations sont bien distincts (mois), mais aussi d'identifier quelles sont les caractéristiques des groupes sur la base de variables explicatives (abondance des espèces),

(3) Analyse en composante principale (ACP)

Elle a été appliquée aux variables environnementales caractérisant les conditions hydrologiques et bathymétriques des filandres étudiées. Elle permet l'étude et la visualisation des corrélations entre les variables et celle des observations dans un espace à deux ou trois dimensions, afin d'identifier des groupes homogènes d'observations, ou au contraire des observations atypiques. Les variables supplémentaires sont ajoutées, qui sont dans le cas présent les abondances des principales espèces normalisées ($\log(\text{valeur} + 1)$).

(4) Analyse factorielle de correspondance (AFC)

Elle a été appliquée successivement pour visualiser la variabilité spatio-temporelle du jeu de données acquis dans le cadre du projet sur les deux filandres sélectionnées dans l'estuaire de la Seine. Dans un second temps ce type d'analyse a été appliqué de manière à affiner la comparaison (CPUE numériques normalisées) entre les assemblages d'espèces de l'estuaire de Seine et ceux de la Baie du Mont Saint Michel. Les espèces concernées sont alors les principales sur chaque site ($F > 25\%$), et non pas seulement les espèces communes.

VI.II.2.3 Etude des réseaux trophiques

L'analyse des réseaux trophiques, qui couvre différents types de couverts végétaux, incorpore une troisième station en Baie du Mont St Michel. La filandre « digue » est principalement entourée par une plante arbustive : l'obione *Atriplex portulacoides*. La deuxième zone d'échantillonnage (filandre ponton) est principalement entourée par une graminée : le chiendent *Elymus athericus*. La progression de cette espèce est spectaculaire : la proportion des surfaces touchées par cette espèce est passée de 37 à 73% en seulement dix ans (1991-2001) (Valéry et al. 2004). Enfin la troisième filandre (filandre « mouton »), la plus éloignée du Couesnon est entourée de végétation rase dominée par la puccinellie (*Puccinellia maritima*) car pâturée par les moutons (élevage ovin de type « moutons de prés salés »). La zonation habituellement observée sur le schorre est fortement perturbée par le pâturage d'une part et par l'envahissement par le chiendent d'autre part. En conséquence, nous avons considéré la filandre à obione comme « naturelle » et les deux autres filandres comme « perturbées ». Dans l'estuaire de la Seine les couvertures végétales ne sont pas strictement identiques à celles rencontrées en Baie du Mont St Michel ; il s'agit i) d'une zone à puccinellie sur Harles (gauche de la figure VI.4), ii) deux zones l'une à chiendent maritime (présence naturelle) et l'autre à phragmite (*Phragmites australis*), considérée comme envahie, ont été choisies respectivement en aval et en amont de la Grande Filandre (droite sur la figure VI.4).



Figure VI.4 : Emplacement des zones d'échantillonnage pour l'étude des réseaux trophiques dans l'estuaire de la Seine.

Les échantillonnages pour l'élaboration du réseau trophique de chaque filandre ont été réalisés à des niveaux bathymétriques variables en adéquation avec les zones de forte densité de la végétation et du réseau trophique apparié que nous désirions caractériser (Tableau VI.4). Il est évident que nombre d'organismes de ces réseaux sont susceptibles de se déplacer au sein des filandres et de rencontrer d'autres sources de nourriture inféodées à d'autres espèces végétales. Nous sommes donc partis de l'hypothèse que les signatures de base des différents réseaux étaient suffisamment marquées pour être suivies jusqu'aux consommateurs supérieurs.

Tableau VI.4 : Catégorisation des sites de prélèvement d'échantillons pour l'isotopie stable

Site	Végétation dominante	Statut	Filandre
Baie du Mt St Michel	Obione	naturelle	Digue
Baie du Mt St Michel	Chiendent	envahie	Ponton
Baie du Mt St Michel	Puccinellie	pâturée	Mouton
Estuaire de Seine	Chiendent	naturelle	Grande filandre
Estuaire de Seine	Puccinellie	naturelle	Harle
Estuaire de Seine	Phragmite	envahie	Grande filandre

Le protocole d'échantillonnage mis en place à partir du choix des sites présenté précédemment a permis de couvrir les différents niveaux trophiques établis à partir de la connaissance des sites (cf Figure VI.5). Les marais salés sont l'exemple typique d'écosystèmes d'interface terre mer : il est donc nécessaire de prendre en compte à la fois les apports terrestres et marins et notamment pour ce qui concerne les réseaux trophiques, les « sources » possibles (i.e. les sources de matières organiques essentiellement représentées par les producteurs primaires). Les échantillons (eaux douces et marines (matière organique particulaire), végétation, microphytobenthos et invertébrés) ont été prélevés en Baie du Mont Saint-Michel et de Seine durant l'été 2011. Les prélèvements de végétation sont constitués de feuille et de tiges, le microphytobenthos a été raclé à la surface de la vase, les invertébrés ont été échantillonnés en chasse à vue, au filet verveux en même temps que les poissons pour les invertébrés marins «pélagiques» et en creusant la vase à la bêche pour les invertébrés marins benthiques fouisseurs. Les poissons utilisés pour cet aspect réseaux trophique étaient ceux pêchés lors des campagnes décrites précédemment (partie VI.II.2.2.).

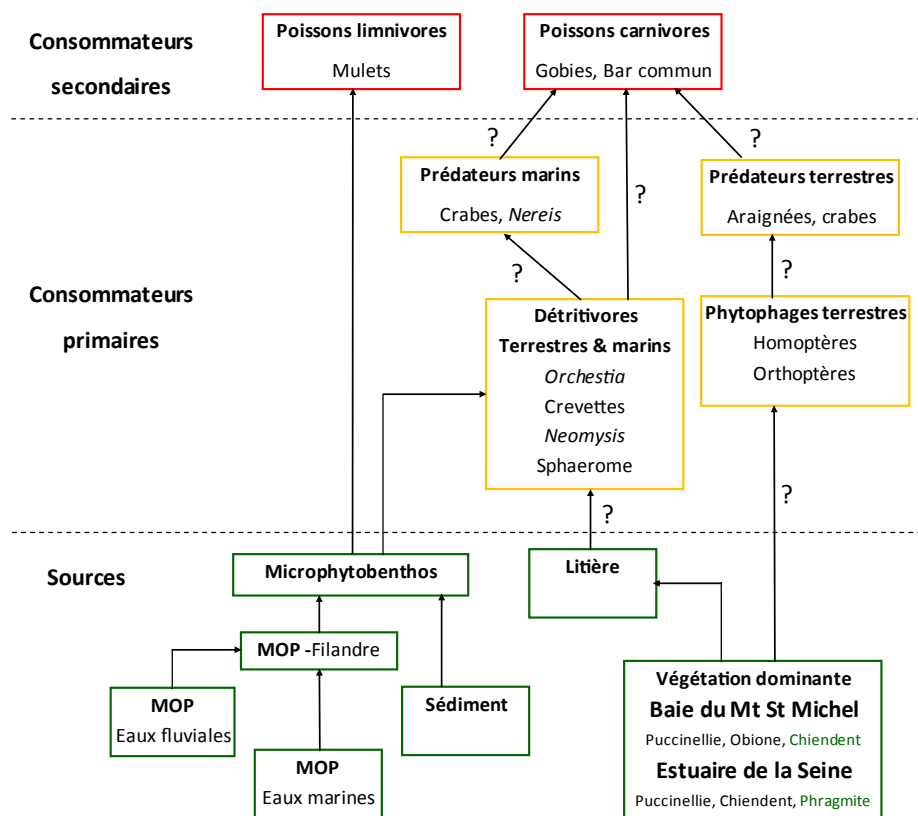


Figure VI.5 : Organisation théorique des maillons des réseaux trophiques échantillonnés dans les filandres étudiées en baie de Seine et du Mont Saint-Michel. Les représentants majeurs des différents compartiments ont été précisés si nécessaire et peuvent diverger d'un site à l'autre (MOP = Matière Organique Particulaire, en police verte les espèces envahissantes).

Au laboratoire, les poissons ont été disséqués afin d'en prélever les muscles. Un accent particulier a été mis sur le bar, car il a été montré qu'il se nourrissait différemment entre les filandres entourées d'obione et celles entourées de chiendent (Laffaille et al., 2005). Nous avons donc fait en sorte de réaliser un nombre de réplicats supérieur (environ 20) pour cette espèce. Pour les autres échantillons, 3 réplicats ont été réalisés pour chaque milieu (un type de végétation dans une baie donnée). Les échantillons de crustacés ont subi une décarbonatation afin d'éliminer un biais possible sur le rapport C/N.

Cependant cette manipulation peut aussi modifier la valeur de $\delta^{15}\text{N}$ (Bunn et al., 1995), nous avons donc ajouté un quatrième réplicat non décarbonaté afin de surveiller d'éventuelles fluctuations de ces valeurs et les corriger le cas échéant.

- Cas particulier de la matière organique particulaire de l'eau :

L'eau récupérée a été filtrée sur des filtres GF-F (préalablement carbonisés pendant 4h à 550°C) grâce à une pompe à vide. A la fin de la filtration, le filtre a été rapidement décarbonaté avec de l'HCl 10% (jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de bulles) puis rincé à l'eau distillée.

- Cas particulier du microphytobenthos :

La couche superficielle (environ 5 mm) de la vase où du biofilm s'était visiblement développé à marée basse a été récupérée. L'isolement de ce biofilm du sédiment sur lequel il se développe est nécessaire et a été effectué à partir du protocole suivant : le sédiment est déposé dans une bassine (environ 1 cm d'épaisseur) et exposé à la lumière pendant 2 h.

Le sédiment est ensuite recouvert par un filtre nylon de 100 μm puis d'une fine couche de sable (environ 5mm) (le sable est tamisé préalablement sur 63 et 250 μm et carbonisé à 550°C pendant 5h). L'ensemble est laissé à la lumière pendant plusieurs heures pour permettre aux diatomées mobiles du sédiment de migrer à la surface du sable à travers le filtre nylon. La couche superficielle du sable (environ 2mm) est alors raclée afin de récupérer les diatomées. Cette couche (diatomées et sable > 63- μm) est ensuite tamisée avec de l'eau de mer filtrée sur un filtre nylon de 45 μm afin de ne récupérer que les diatomées benthiques. Ensuite, ce filtrat est filtré sur un filtre GF-F (préalablement carbonisé pendant 4h à 550°C) grâce à une pompe à vide. A la fin de la filtration, le filtre est rapidement décarbonaté avec un peu d'HCl 10% puis rincé à l'eau distillée.

Les échantillons sont ensuite conservés au congélateur avant d'être lyophilisés et broyés. Un poids précis de chaque échantillon est encapsulé dans des capsules en étain et selon leur origine (Tableau VI.5). Les échantillons décarbonatés ont été encapsulés dans de l'argent car l'acide est susceptible de réagir avec l'étain. La matière déposée sur le filtre a été grattée à l'aide d'une spatule avant d'être broyée pour remplir la capsule au moment de la pesée. Ces capsules sont enfin analysées au spectromètre de masse au laboratoire LIENSs de la Rochelle : analyse du ratio des isotopes stables du carbone ^{13}C et de l'azote ^{15}N .

Tableau VI.5: Quantité de matière à encapsuler par type de tissu pour être détectable par le spectromètre.

Type de tissus	Quantité de matière
Animal	0.3-0.4 mg
Végétal	0.6-0.7 mg
Filtre	> 0.6 mg

VI.III. Résultats

VI.III.1. Typologie des assemblages d'espèces de poissons dans l'estuaire moyen de la Seine

Les données prises en compte ont été centrées sur la période mai-septembre des années 2002 à 2004, soit 94 échantillons collectés sur 12 stations durant une période durant laquelle la CSLN a réalisé le maximum de prélèvements sur les sites sélectionnés. Les campagnes de fin d'année et hivernale, rares, ont donc été écartées de l'analyse (Tableau VI.6).

L'ichtyofaune se compose de 31 taxons dont 12 espèces des eaux douces (FW), 11 d'origine marine dépendantes des estuaires (MMD), opportunistes (MMO) et rares (MS), 4 résidents estuariens et 4 amphihalines (3 catadromes et une anadrome). Les CPUE moyennes sont comprises entre $41,2 \pm 45$ ind.h⁻¹ sur la filandre amont de la rive droite de la Risle et $692,4 \pm 458$ ind.h⁻¹ sur la station de tête de filandre de la Crique à Connard. On ne remarque pas de gradient d'abondance d'un site à l'autre selon l'axe du fleuve, avec des valeurs qui peuvent également avoisiner 600 ind.h⁻¹ sur les sites intermédiaires (Vasière artificielle) ou en aval de la zone d'étude (Grande vasière).

Tableau VI.6 : Récapitulatif des CPUE moyennes (ind.h⁻¹) par espèce sur les 12 stations de pêche dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine au cours de la période mai-septembre des années 2002 à 2004.

Guilde	Code	GVE		GVO		Vas art E		Vas art O		Tignol D		Tignol E		Tignol F		Risle av		Risle am		Connard D		Connard F		RNE	
Ecol.	Espèce	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±	moy	±
FW	Alb alb	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,2	0
FW	Bre sp.	0,1	0	0,0	0	0,3	1	0,2	1	0,1	0	0,7	1	0,0	0	2,6	3	2,8	4	0,8	1	0,4	1	0,9	1
FW	Car gib	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
FW	Cho nas	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,2	0
FW	Cyp car	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,0	0	0,3	0	0,0	0	0,3	0	0,0	0
FW	Cyp sp.	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,3	0	0,0	0	0,8	1
FW	Lep gib	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
FW	Per flu	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	2,3	3	0,0	0	1,0	1
FW	Pse par	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,4	0	0,6	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0
FW	Pun pun	0,1	0	0,0	0	8,6	18	17,2	55	0,0	0	0,0	0	11,8	24	0,0	0	0,0	0	1,1	1	0,0	0	0,5	0
FW	San luc	0,8	3	0,7	2	0,5	2	0,8	3	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	5,9	8	3,0	4	1,9	2
FW	Sca ery	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
ER	Gas acu	4,9	5	4,1	6	100,4	191	389,2	1390	3,2	2	10,8	9	112,6	216	6,2	7	0,7	0	11,4	8	23,6	23	9,8	3
ER	Pom mic	3,5	7	0,7	2	0,1	0	0,0	0	0,4	1	0,2	0	0,0	0	0,7	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,8	1
ER	Pom sp.	211,1	289	85,7	133	1,7	3	3,0	5	22,8	29	0,6	1	0,5	1	2,6	4	18,1	31	61,8	24	40,1	57	117,4	154
ER	Syn ros	0,1	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
CAT	Ang ang	2,2	3	0,8	1	0,3	0	0,7	2	0,3	0	0,2	0	0,1	0	3,2	2	7,8	5	5,0	7	1,0	1	12,8	15
CAT	Liz ram	8,9	13	15,8	17	59,1	80	74,2	90	14,0	26	63,6	71	10,2	9	10,4	3	6,2	6	55,4	50	577,6	502	6,8	5
CAT	Pla fle	2,9	3	0,8	1	0,2	0	2,5	5	16,4	41	0,8	2	1,3	1	0,6	1	0,2	0	4,9	1	0,2	0	8,5	2
ANA	Osm epe	51,5	110	28,6	48	297,7	1073	148,7	474	1,8	3	8,1	19	0,0	0	272,3	337	3,7	6	0,3	0	0,0	0	0,3	0
MMD	Clu har	31,5	47	26,1	45	0,2	0	0,2	1	1,8	3	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	95,4	135	0,0	0	126,3	179
MMD	Clup sp.	17,3	32	9,5	15	2,6	4	2,5	4	234,5	694	0,6	2	0,4	1	0,0	0	0,0	0	1,2	2	0,0	0	47,6	67
MMD	Dic lab	271,2	273	156,7	209	12,5	15	6,9	9	3,8	5	4,9	11	9,2	9	2,0	2	0,5	0	87,1	113	46,3	31	52,6	42
MMD	Pom min	10,7	24	2,1	4	0,0	0	0,0	0	0,6	1	0,0	0	0,3	1	0,0	0	0,0	0	1,4	2	0,0	0	2,3	3
MMD	Sol sol	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MMD	Spr spr	0,1	0	0,0	0	0,2	0	0,4	1	0,4	1	0,1	0	0,1	0	3,4	6	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MMO	Ath pre	0,4	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MMO	Amm tob	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MMO	Ang enc	0,0	0	0,05	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MS	Pol pol	0,0	0	0,04	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
MS	Spo can	0,0	0	0,0	0	0,04	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Total CPUE (ind.h ⁻¹)		617,3		332,2		484,6		646,9		300,3		90,8		146,7		305,2		41,2		334,1		692,4		390,3	

VI.III.1.1. Organisation saisonnière

L'évolution mensuelle des abondances numériques est tout d'abord analysée afin d'observer d'éventuelle différenciation et/ou succession d'espèces dominantes qui nécessiterait d'être prise en compte pour l'élaboration d'une typologie. En effet l'approche typologique est ici destinée à discriminer le cas échéant une variabilité spatiale des assemblages d'espèces entre différents secteurs de l'estuaire moyen. Afin de fournir une image typologique qui puisse intégrer une relative stabilité temporelle des espèces les plus représentatives de cette typologie, il est tout d'abord envisagé de discriminer si possibles des périodes d'abondances relativement homogènes.

La contribution des huit taxons dominants à l'abondance numérique totale fait l'objet d'une variabilité mensuelle traduisant une succession d'espèces entre les mois de mai et septembre (Figure VI.6). Les mois de mai et juin diffèrent des autres mois, faisant apparaître successivement la dominance de l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*, 42%) et de l'éperlan (36%) en mai, suivie de celle du mulot porc (33%) le mois suivant. A partir du mois de juillet jusqu'en septembre, ce sont le bar commun et les gobies les deux taxons qui contribuent le plus aux CPUE numériques (57 à 74%).

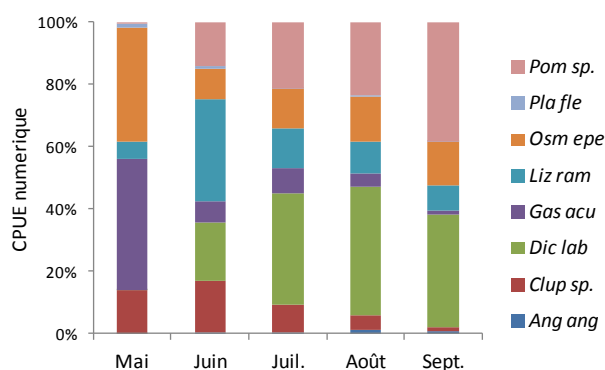


Figure VI.6. : Evolution mensuelle entre mai et juin de la contribution (%) des principaux taxons aux CPUE numériques.

L'évolution mensuelle des CPUE numériques des principaux taxons (fréquence d'occurrence supérieure à 25%) est maximale au mois de mai avec 880 ± 1679 ind. h⁻¹ puis décroît rapidement en condition estivale pour se stabiliser aux environ de 300 ind.h⁻¹ et atteindre au mois de septembre 239 ± 412 ind.h⁻¹ (Figure VI.7). Les espèces typiquement printanières (mai-juin) sont par ordre d'abondance décroissante l'épinoche (369 ± 1233 ind.h⁻¹), les clupeidae sp (hareng et sprat : 120 ± 478 ind.h⁻¹), le mulot porc (52 ± 80 ind.h⁻¹) et dans une moindre mesure le flet (10 ± 28 ind.h⁻¹). Le niveau maximal d'abondance de l'éperlan au mois de mai (319 ± 1022 ind.h⁻¹) est à relativiser en raison d'une forte disparité spatiale et temporelle (valeur max sur la vasière artificielle en 2004).

En condition estivale c'est au mois de juillet et août que les abondances numériques du bar commun sont les plus élevées, atteignant respectivement 118 ± 250 ind.h⁻¹ et 114 ind.h⁻¹. Les abondances de gobies augmentent au cours de la période considérée et se stabilisent à partir du mois de juillet à des valeurs comprises entre 70 et 92 ind.h⁻¹. Bien que restant en arrière-plan au sein des effectifs, l'anguille fréquente les filandres surtout en été avec un maximum d'abondance au mois d'août (3 ± 6 ind.h⁻¹).

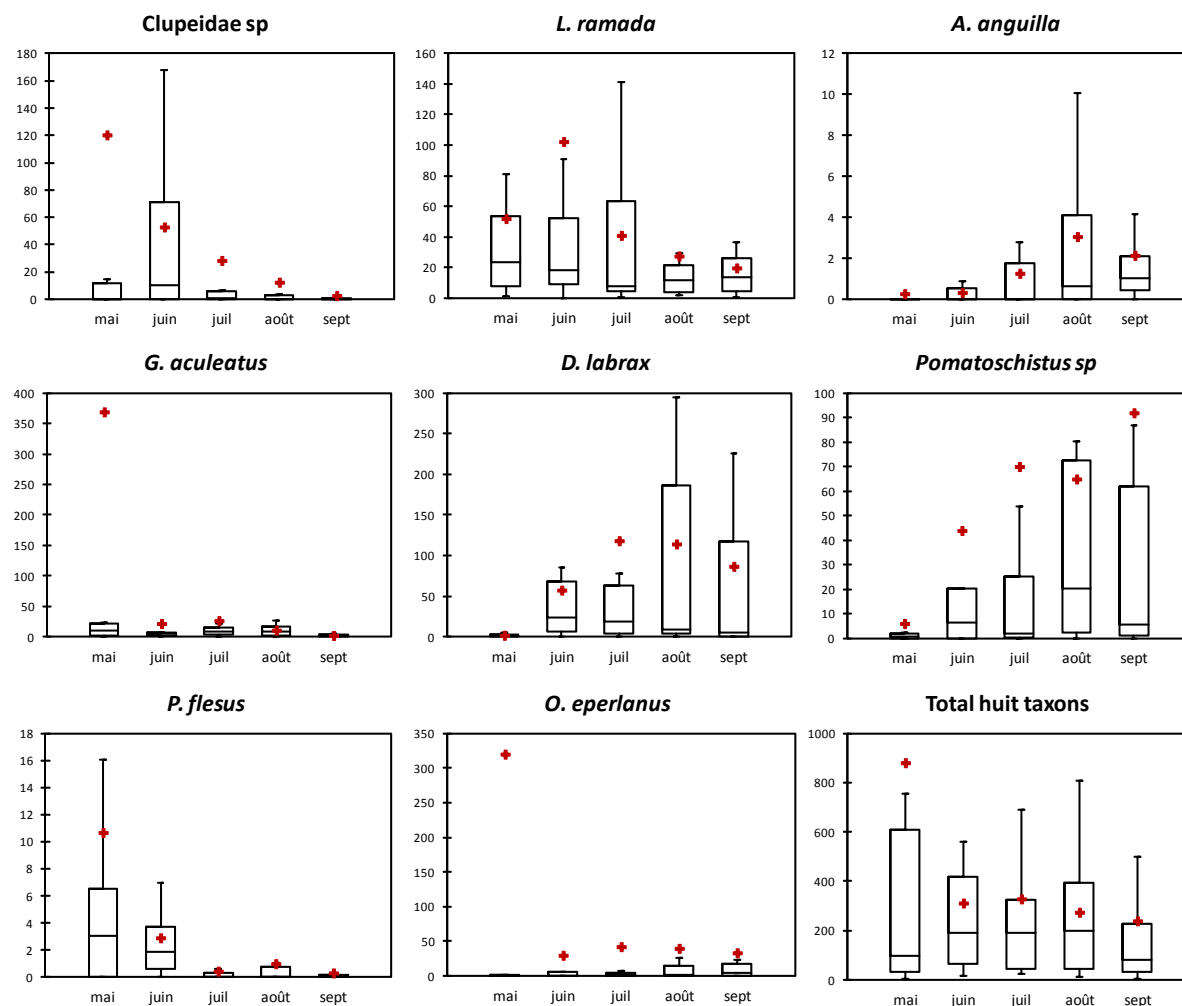


Figure VI.7. : Evolution mensuelle de mai à septembre des CPUE numériques des huit principaux taxons de l'ichtyofaune. Les harengs, sprat et juvéniles de clupéidés ont été regroupés en un seul taxon « Clupeidae sp », de même que le taxon *Pomatoschistus sp* regroupe les gobies *Pomatoschistus microps*, *P. minutus* et *P.* juvéniles.

Cette organisation temporelle se trouve clairement illustrée par l'analyse discriminante (AFD) sur les 94 observations (Figure VI.8). Le nuage de point illustré sur la figure VI.9A dissocie clairement les observations de mai et juin en valeur négative sur le premier axe par rapport à celle de juillet, août et septembre en valeur positive. Les mois d'août et septembre ont les barycentres les plus proches tandis que ceux du mois de mai et juin sont les plus éloignés. Les espèces les mieux corrélées positivement à l'axe 1 (Figure VI.8B) sont l'anguille (0,55) et le bar commun (0,44) alors que le flet l'est en valeur négative (-0,70). Sur l'axe 2 les espèces les mieux corrélées sont le bar (0,70) et les clupeidae sp (0,50). On visualise ainsi les groupes d'espèces les mieux associées aux différentes phases temporelles à savoir le bar, l'anguille et les gobies en été, tandis que les mois de mai et juin se trouvent isolés de par la prépondérance d'autres espèces à savoir les clupeidae et le flet (mai et juin), l'épinoche (mai) et le mullet porc (juin).

L'isolement des mois de mai et juin est confirmée par la classification ascendante hiérarchique (CAH) sur les données log transformées (Figure VI.8.C) qui regroupe les mois de juillet, août et septembre. C'est donc en premier lieu sur cet ensemble le plus homogène que l'on se propose de caractériser la typologie des assemblages d'espèces au sein des filandres de l'estuaire moyen.

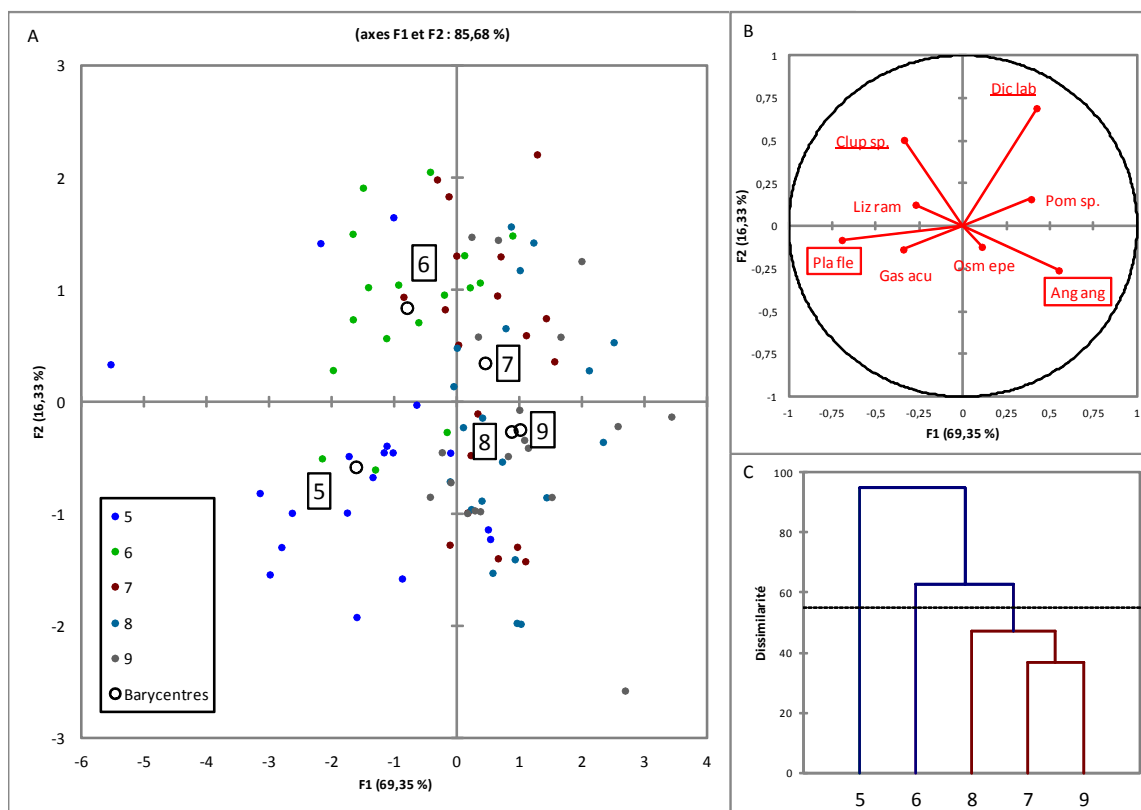


Figure VI.8 : Représentation des observations par code couleur selon les mois (mai à septembre) et des barycentres pour chaque mois (A) et cercle de corrélation des variables (espèces) sur les deux premiers axes de l'AFD (% de discrimination totale) réalisée sur les 94 échantillons de poissons collectés entre 2002 et 2004 dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine. Les groupements obtenus par la CAH (C) utilisent la méthode de Ward.

VI.III.1.2 Typologie des assemblages d'espèces en condition estivale

L'AFD réalisée sur les 57 observations faites pendant les mois de juillet, août et septembre discrimine deux groupes de filandres selon le premier axe (64,9 % de la discrimination totale, Figure VI.9A). Le premier groupe concerne la filandre Harle sur la grande vasière (GVE et GVO) en position positive sur l'axe 1, opposée à l'ensemble des autres sites en valeur négative, c'est-à-dire la Vasière Artificielle (VAE et VAO1), la Crique à Tignol (TIE, TID et TIF) et les filandres sur la rive sud à proximité du débouché de la Risle (RNE et RNRI). Les espèces associées à la filandre Harle (typique des filandres de la Grande vasière) sont en premier lieu le bar commun (coefficient de corrélation de 0,94) et en second lieu les gobies (0,84). Malgré une moindre corrélation sur cet axe, les clupeidae sont aussi franchement associés à ce secteur.

A l'opposé, peu de taxons caractérisent les filandres plus en amont dans l'estuaire. On remarque que l'épinoche et le mulot porc, en valeur négative sur le second axe, sont plutôt associés à la Vasière Artificielle et la Crique à Tignol (bras secondaire de cette dernière). Les filandres de la rive droite de la Risle, bien que plutôt apparentées à la Crique à Tignol et la Vasière artificielle (chacune en valeur négative sur le premier axe), s'en démarquent néanmoins sur le second axe et associées aux brèmes (essentiellement *Blicca bjoerkna*). L'anguille et l'éperlan sont deux espèces moins significatives des filandres de la rive droite en amont du Pont de Normandie comparativement à celles de la rive sud.

Le faible nombre d'observations faites au débouché de la Risle conduit à affiner l'analyse sans prendre en compte l'influence probable de cette rivière sur les assemblages d'espèces (Figure VI.9.B). Le premier axe de cette nouvelle AFD représente cette fois 73% de la discrimination totale. On y retrouve la séparation de la filandre Harle par rapport à toutes les autres situées en amont du Pont de Normandie. La vasière artificielle, en valeur positive sur l'axe 2 est associée au mulot porc, espèce également en affinité avec le bras secondaire de la crique à Tignol (TIE). L'espèce la mieux corrélée sur l'axe 2 est le flet (juvéniles de taille < 50mm), en valeur négative (-0,61) et qui se trouve associé aux filandres de la rive sud de la Seine entre la Risle et l'Epi de la Roque.

Ceci conduit à distinguer deux types d'assemblages d'espèces issus d'une nette démarcation des filandres de la Grande vasière (type A) par rapport à celle plus en amont (type B et B').

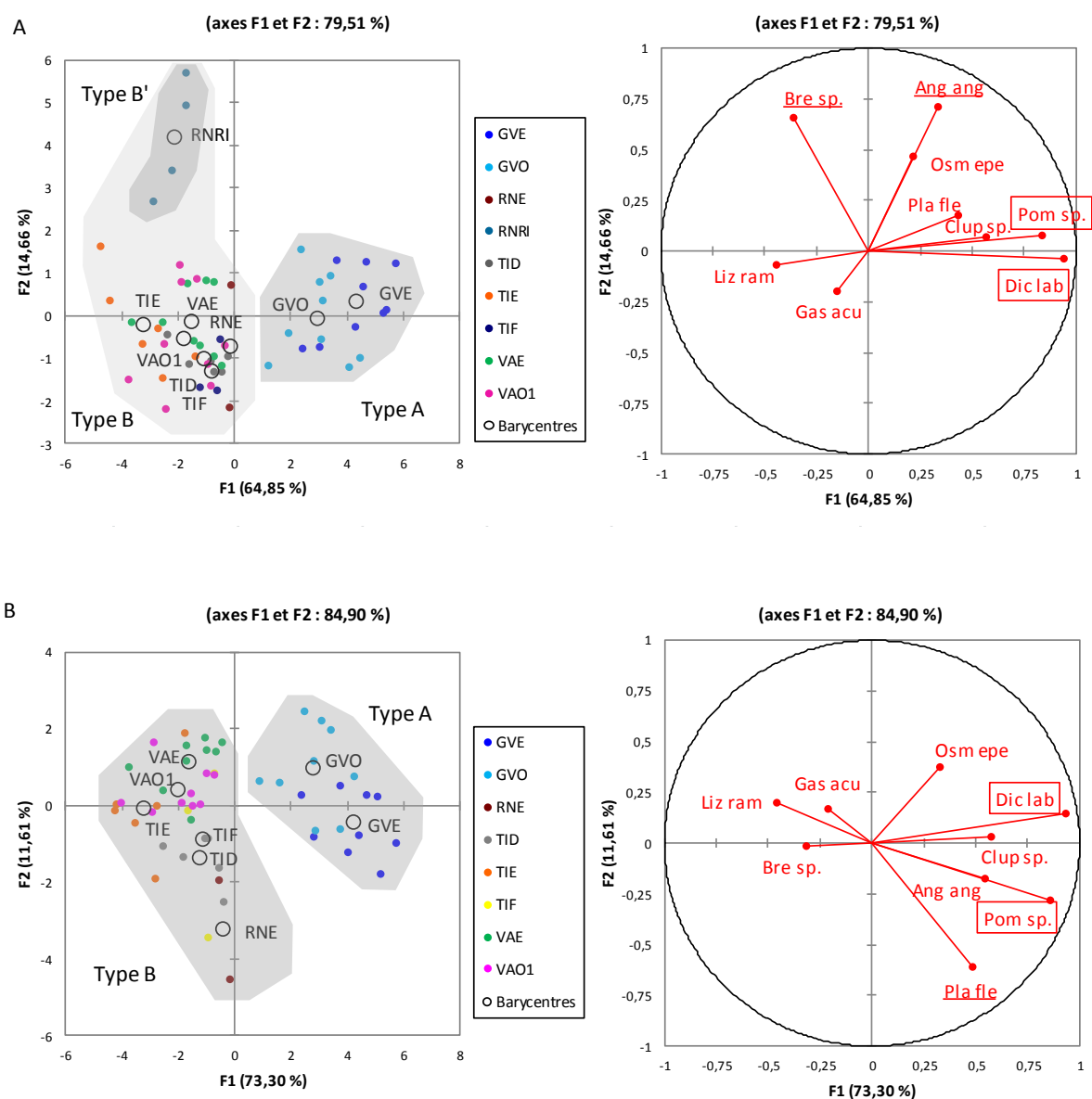
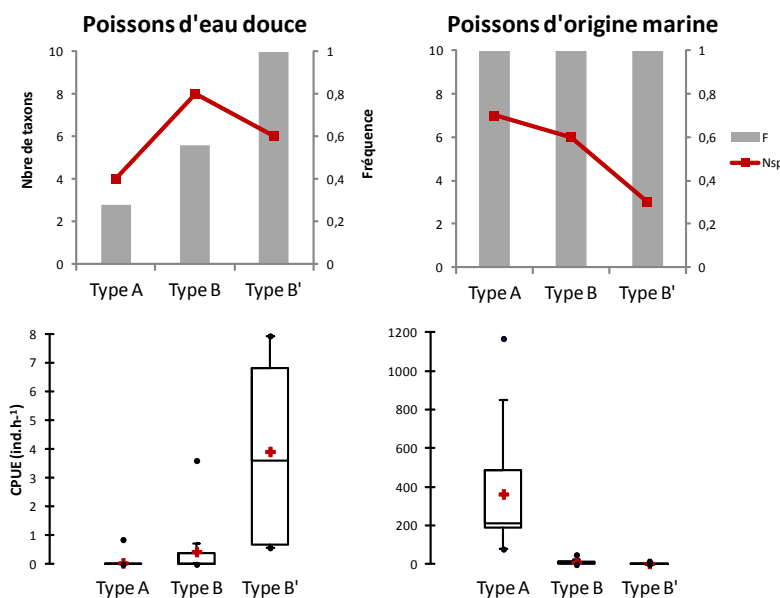


Figure VI.9 : Représentation de l'AFD des 57 observations en condition estivale (à gauche) regroupées par couleur selon les sites de pêche et des barycentres pour chaque site. GVE et GVO : Grande vasière filandre Harle, VAE et VAO1 : Vasière artificielle, TIE, TIF et TID : Crique à Tignol, RNRI : Filandres de la rive droite de la Risle, RNE : filandre en rive sud dont crique à Connard ; cercle de corrélation des variables (à droite) sur les deux premiers axes de l'AFD (A). Même analyse de juillet à septembre sans prendre en compte les filandres de la rive droite de la Risle (B).

Les différents types d'assemblages peuvent être caractérisés par la composition de deux guildes d'usage des masses d'eau estuarienne très différentes, les poissons d'eau douce et ceux d'origine marine (Figure VI.10). La richesse spécifique des poissons d'eau douce est minimale au sein du type d'assemblage A (4 taxons), mais maximale dans le type B (8 taxons). Le sous-type d'assemblage B' correspond quant à lui au niveau maximal de fréquence d'occurrence (100%) les CPUE numériques de cette catégorie de poissons s'avérant par ailleurs significativement supérieures à celles des autres groupes ($K = 16,2$; $p = 0,0003$).

Les poissons d'origine marine conservent une fréquence d'occurrence élevée quelque-soit le type de filandre (100%), mais leur richesse diminue du type A (7 taxons) au type B' (3 taxons) tandis que les abondances numériques évoluent de $364 \pm 305 \text{ ind.h}^{-1}$ dans le type A, significativement supérieures à celles des types B et B' avec moins de 10 ind.h^{-1} ($K = 36,8$; $p < 0,0001$). La dominance du bar et des gobies apparaît clairement au sein de la composition du type d'assemblage A (Figure VI.11) tandis que celle du mulot et de l'épinoche caractérise l'assemblage de type B. Il est à noter que ce second type fait l'objet d'une grande variabilité, qui a justifié l'identification du sous-type B'. Malgré le fait que les poissons d'eau douce soient les mieux représentés au sein de ce sous-type, ils restent à un niveau d'abondance relativement marginal et c'est en fait l'éperlan qui représente la principale espèce de ce sous type d'assemblage.

Les moyennes des CPUE par taxons ne diffèrent pas significativement entre les trois types d'assemblage. En revanche lorsque l'on considère l'ensemble du jeu de données, c'est à dire les 57 observations estivales, les CPUE spécifiques de certains taxons diffèrent significativement (Tableau VI.7). Le tableau VI.8 fournit une vision synthétique du cortège d'espèces de chaque type d'assemblage.



Guildes écologiques	Résultats des tests de comparaison multiples			
	n	dl	K	p
Poissons d'eau douce	35	2	16,2	0,0003
Espèces Marines	35	2	36,8	< 0,0001

Figure VI.10 : Caractérisation des niveaux de richesse spécifique, fréquence d'occurrence (haut), abondances numériques (milieu) au sein des différents types d'assemblages d'espèces identifiés dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine et résultats des tests non paramétriques de Kruskal Wallis pour comparer les CPUE des guildes de poissons d'eau douce et celles des poissons d'origine marine (bas).

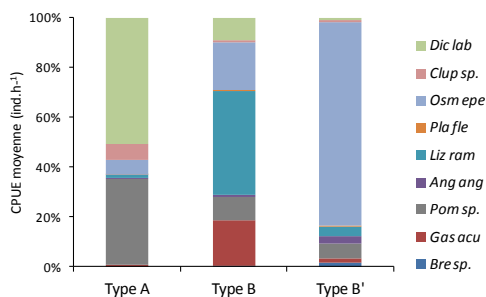


Figure VI.11 : Contribution des principales espèces (% des CPUE numériques) aux trois types d'assemblages identifiés dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine entre 2002 et 2004.

Tableau VI.7 : Résultats des tests non paramétriques de Kruskal Wallis pour comparer les CPUE des principales espèces de poissons entre les différents types d'assemblage.

Taxon	n	dl	K	p	Résultats des tests de comparaison multiples
Breme sp	57	2	16,2	0,0003	Type B' > Type B = Type A
Liza ramada	57	2	7,85	0,020	Type B ≥ Type B' = Type A
Pomatoschistus sp	57	2	28,83	< 0,0001	Type A > Type B = Type B'
Dicentrarchus labrax	57	2	37,32	< 0,0001	Type A > Type B = Type B'
Platichthys flesus	57	2	6,48	0,039	Type A ≥ Type B' = Type B
Anguilla anguilla	57	2	18,42	< 0,0001	Type A = Type B' > Type B
Clupeidae sp	57	2	9,29	0,010	Pas de différence
Gasterosteus aculeatus	57	2	5,09	0,078	Pas de différence
Osmerus eperlanus	57	2	7,49	0,024	Pas de différence

Tableau VI.8 : Description synthétique des trois types d'assemblage d'espèces identifiés dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine selon leur liste faunistique, le degré de constance des espèces et leur rang au sein des effectifs.

	Type A		Type B		Type B'	
	taxon	Rang	taxon	Rang	taxon	Rang
Constante	MMD Dic lab	1	CAT Liz ram	1	FW Bre sp.	5
	ES Pom sp	2	ES Gas acu	3	ES Gas acu	4
	CAT Liz ram	5	MMD Dic lab	5	CAT Ang ang	
	ANA Osm epe	3			CAT Liz ram	3
	ES Gas acu				MMD Dic lab	
	CAT Ang ang				ES Pom sp	2
Commune	MMD Tot Clup sp.	4	ES Pom sp	4	ANA Osm epe	1
	MMD Clu har		CAT Ang ang		FW Pse par	
	CAT Pla fle		MMD Tot Clup sp.		CAT Pla fle	
Occasionnelle ou saisonnière	MMO Ath pre		ANA Osm epe	2	FW Alb alb	
			FW Bre sp.		FW Car gib	
					FW Cyp car	
					FW Sca ery	
					MMD Spr spr	
Rare	MMO Ang enc		MMD Clu har		MMD Tot Clup sp.	
	MMD Clup sp.		MMD Clup sp.		MMO Amm tob	
	MMD Spr spr		MMD Spr spr		MMO Ath pre	
	MS Pol pol		MMO Amm tob		ES Syn ros	
	ES Syn ros		MMO Ath pre		CAT Pla fle	
	FW Bre sp.		ES Syn ros		FW Alb alb	
	FW Per flu		CAT Pla fle		FW Cho nas	
	FW Pun pun		FW Alb alb		FW Cyp car	
	FW San luc		FW Cho nas		FW Lep gib	
			FW Cyp car		FW San luc	
			FW Lep gib		FW Pse par	
			FW San luc		FW Pun pun	
			FW Pse par			
			FW Pun pun			

VI.III.1.3 Typologie des assemblages d'espèces en condition printanière

Le nombre de données acquises en condition printanière est inférieur (33 observations) à celui des trois mois d'été (57 observations), auquel s'ajoute une plus grande variabilité des abondances, notamment pour des espèces généralement structurantes que sont l'épinoche et l'éperlan (Figure VI.12).

L'AFD produite sur le cumul des données de mai et juin isole les filandres de la rive sud en amont de la Risle (Connard et petite filandre vers l'Epi de la Roque) tandis que toutes les autres observations sont relativement peu discriminées entre elles au vu de la position de leur barycentre (Figure VI.13).

On note que le bar n'est plus une espèce caractéristique de la Grande vasière à cette période de l'année (GVE et GVO). Il existe par ailleurs de grandes disparités au sein d'un même réseau de filandre tel que la crique à Tignol, les stations les plus proches du débouché (TID) pouvant comporter des similitudes avec les filandres de la Grande vasière. On y retrouve en effet la présence significative de clupeidae juvéniles, du flet et de gobies, c'est-à-dire les trois espèces les plus corrélées positivement à l'axe 2. A l'opposé, les stations de la vasière artificielle (VAE et VAO1) présentent des similitudes avec la station d'une tête de filandre de bras secondaire de la Crique à Tignol (TIE), auxquelles s'associent le mullet porc et l'épinoche.

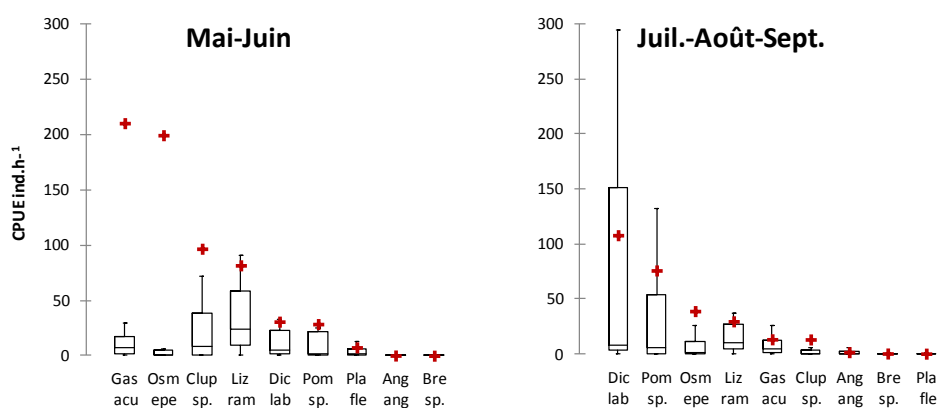


Figure VI.12 : CPUE moyennes (ind.h⁻¹) des principales espèces pour les mois de mai-juin (à gauche) et juillet à septembre (à droite).

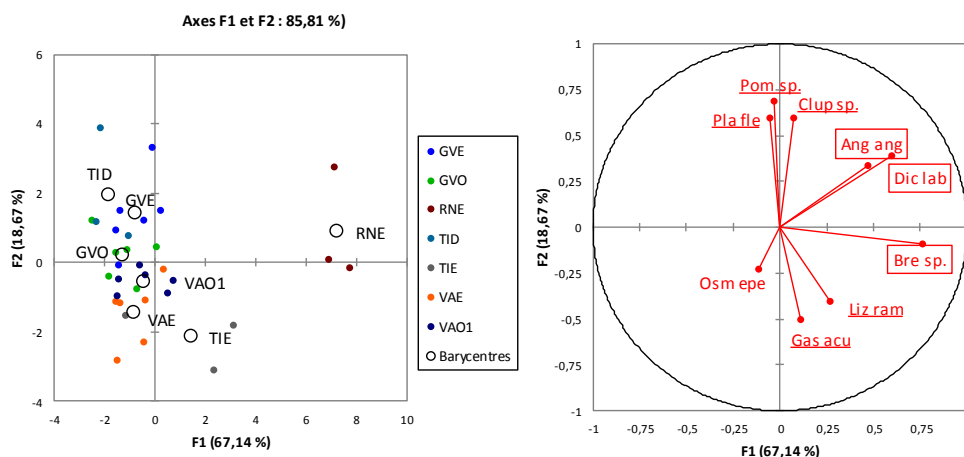


Figure VI.13 : Représentation de l'AFD des 33 observations en condition printanière regroupées par couleur selon les sites de pêche et des barycentres pour chaque site (à gauche). GVE et GVO : Grande vasière filandre Harle, VAE et VAO1 : Vasière artificielle, TIE et TID : Crique à Tignol, RNE : filandre en rive sud dont crique à Connard ; cercle de corrélation des variables (à droite) sur les deux premiers axes de l'AFD (% de discrimination totale).

VI.III.1.4 Relations avec les variables environnementales en été

Les corrélations de rang de Spearman entre l'abondance numériques des principales espèces de l'ichtyofaune et une sélection de trois variables environnementales quantitatives montrent l'existence de corrélations significatives (Tableau VI.9). Toutes les espèces considérées font l'objet d'une relation significative avec la salinité. Le mulot porc (amphihalin), les brèmes (eau douce) et l'épinoche (résident estuarien) sont les seules espèces corrélées négativement avec ce facteur hydrologique. Excepté pour le mulot porc, le niveau bathymétrique où a été effectué l'échantillonnage ne témoigne pas de lien significatif avec les abondances spécifiques considérées.

L'ACP réalisée sur le jeu de données estivales illustre le positionnement des observations en fonction de ces trois variables environnementales et rend compte du rôle majeur de la salinité sur le premier axe, qui explique à lui seul 43% de la variabilité (Figure VI.14).

Tableau VI.9 : Matrice de corrélation de rang de Spearman issue des 57 observations estivales pour les principales espèces ($F > 25\%$) et trois variables environnementales quantitatives caractérisant la station de pêche (cote bathymétrique année 2004 et salinité enregistrée au moment de la pêche) ainsi que le seuil bathymétrique d'accès à la filandre (Cote débouché – année 2004).

Variables	Cote débouché	Cote station	Salinité
Cote débouché	1	0,081	-0,245
Cote station	0,081	1	-0,070
Salinité	-0,245	-0,070	1
<i>Bre sp.</i>	0,515	0,026	-0,328
<i>Gas acu</i>	-0,051	0,157	-0,267
<i>Pom sp.</i>	0,017	-0,041	0,713
<i>Ang ang</i>	0,499	-0,005	0,329
<i>Liz ram</i>	0,110	0,447	-0,351
<i>Pla fle</i>	0,271	0,015	0,308
<i>Osm epe</i>	0,132	-0,170	0,374
<i>Clup sp.</i>	-0,102	-0,025	0,474
<i>Dic lab</i>	-0,225	0,027	0,777

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

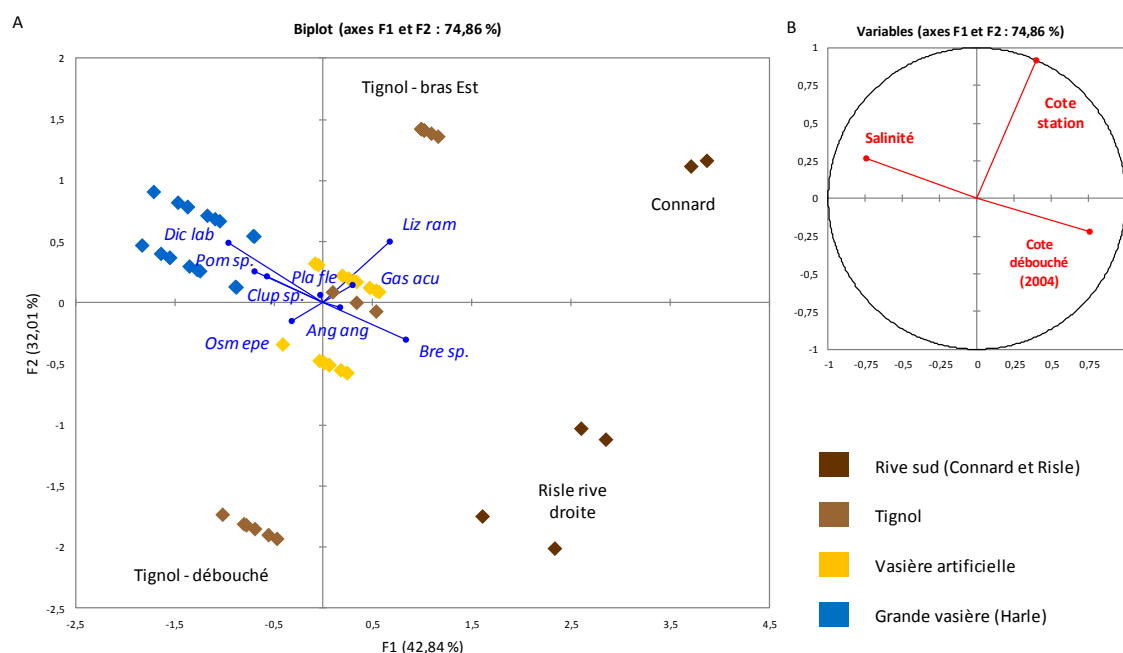


Figure VI.14 : Représentation de l'ACP des 57 observations estivales regroupées par couleur selon les sites de pêche et positionnement des variables supplémentaires (CPUE numériques des espèces) (A) et cercle de corrélation sur les deux premiers axes (75% de l'inertie totale) des variables environnementales (B). La longueur des vecteurs associés à chaque variable environnementale correspond à leur contribution absolue pour chacun des deux axes.

On observe un positionnement cohérent des quatre systèmes de filandres pris en compte, depuis le site typiquement polyhalin en aval (filandre Harle : $21, 2 \pm 3,8$) vers les sites oligohalin à mésohalin de la Vasière Artificielle ($3,9 \pm 2,5$), de la Crique à Tignol ($3,5 \pm 2,4$) et de la rive sud du fleuve en amont de la Risle ($2,9 \pm 3,8$). La cote bathymétrique au débouché de la filandre est une variable qui se positionne ici à l'opposé de la salinité sur l'axe 1 (Figure VI.15B), expliquant ainsi l'isolement des sites en rive sud dont les cotes au débouché sont les plus élevées. Cette variable ne semble avoir que peu d'effet sur la majorité des espèces. A titre d'exemple, l'éperlan n'a pas d'affinité particulière vis-à-vis de la zone intertidale excepté lors d'un recrutement exceptionnellement élevé (année 2003) provoquant une extension latérale de l'aire de répartition sur l'ensemble des zones intertidales. Certains poissons juvéniles accèdent par ailleurs à la zone intertidale, y compris aux filandres, malgré la cote bathymétrique élevée du seuil au débouché, comme c'est le cas ici pour les juvéniles de brèmes, d'anguille et de flet (corrélations positives significatives).

L'axe 2 explique quant à lui 32% de la variance totale et distingue les stations de tête de chenal, dont les cotes sont les plus élevées (bras-Est de la Crique à Tignol, Crique à Connard). Le gradient bathymétrique au sein d'une même filandre est mis en évidence sur la Crique à Tignol, qui influence aussi l'abondance et la nature des espèces présentes au sein d'un même réseau.

VI.III.1.5 Relations avec les variables environnementales au printemps

La configuration en situation printanière diffère à nouveau à ce stade de l'analyse comme en témoigne les corrélations de rang de Spearman sur les mêmes variables environnementales et les principales espèces à cette saison dont la fréquence d'occurrence est supérieure à 25 % (Tableau VI.10 & Figure VI.15). L'influence de la salinité reste significative, notamment pour les poissons ayant une réelle affinité pour les eaux douces à faiblement salées (épinoches *Gasterosteus aculeatus* et *Pungitius pungitius*) et pour certains amphihalins en cours de migration annuelle vers l'amont des fleuves (mulet porc). Le rôle de ce facteur semble moins important qu'en situation estivale, n'ayant que peu d'effet à cette période de l'année sur les poissons d'origine marine (bar commun, clupeidae).

L'anguille est à nouveau corrélée positivement avec la cote au débouché de la filandre, témoignant ainsi de son caractère amphidrome et de sa reprise saisonnière de recherche de nourriture sur des habitats très diversifiés, y compris dans les marais salés. En revanche bien qu'aucune corrélation significative ne soit observée avec la cote bathymétrique de la station de pêche, ce facteur semble avoir un effet généralement plus important qu'en condition estivale, que ce soit pour les espèces affines des têtes de filandre (bar commun), mais surtout pour celles qui privilégient les zones plus profondes (clupeidae, flet adultes en cours de migration trophique saisonnière).

Tableau VI.10 : Matrice de corrélation de rang de Spearman issue des 33 observations printanières pour les principales espèces ($F > 25\%$) et trois variables environnementales quantitatives caractérisant la station de pêche (cote bathymétrique et salinité enregistrée au moment de la pêche) ainsi que le seuil bathymétrique d'accès à la filandre (Cote débouché).

Variables	Cote débouché	salinité	Cote station
Cote débouché	1	-0,204	0,543
salinité	-0,204	1	-0,122
Cote station	0,543	-0,122	1
Ang ang	0,413	-0,005	0,138
Clup Tot	0,069	0,212	-0,299
Dic lab	0,445	0,270	0,245
Gas acu	0,030	-0,639	0,089
Liz ram	0,404	-0,529	0,328
Osm epe	-0,139	0,036	0,024
Pla fle	-0,073	0,145	-0,333
Pom tot	0,070	0,638	-0,149
Pun pun	-0,024	-0,366	-0,027

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

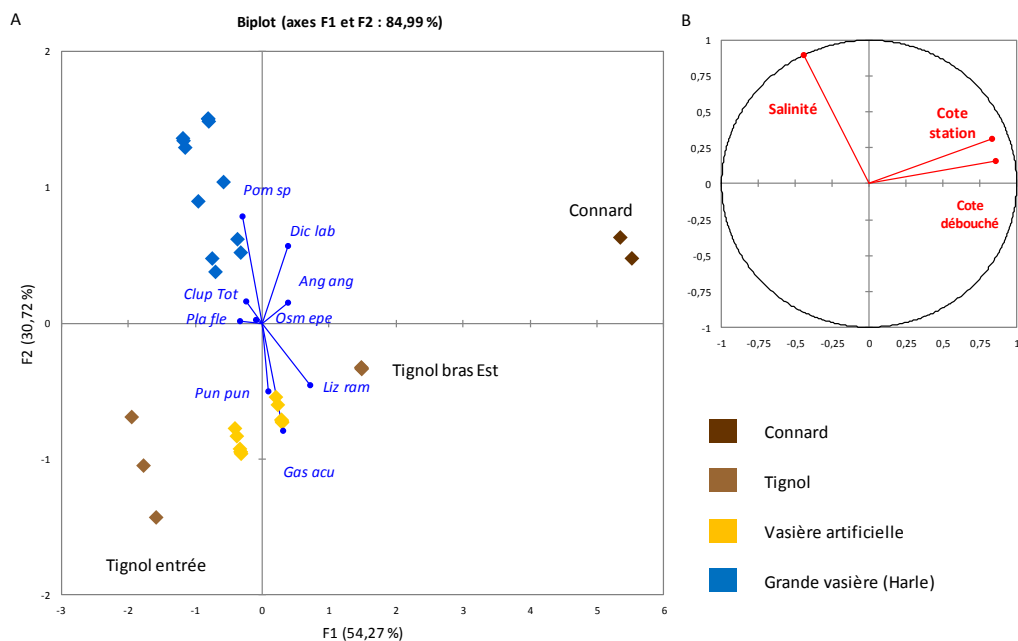


Figure VI.15 : Représentation de l'ACP des 33 observations printanières regroupées par couleur selon les sites de pêche et positionnement des variables supplémentaires (CPUE numériques des espèces) (A) et cercle de corrélation sur les deux premiers axes (85% de l'inertie totale) des variables environnementales (B). La longueur des vecteurs associés à chaque variable environnementale correspond à leur contribution absolue pour chacun des deux axes.

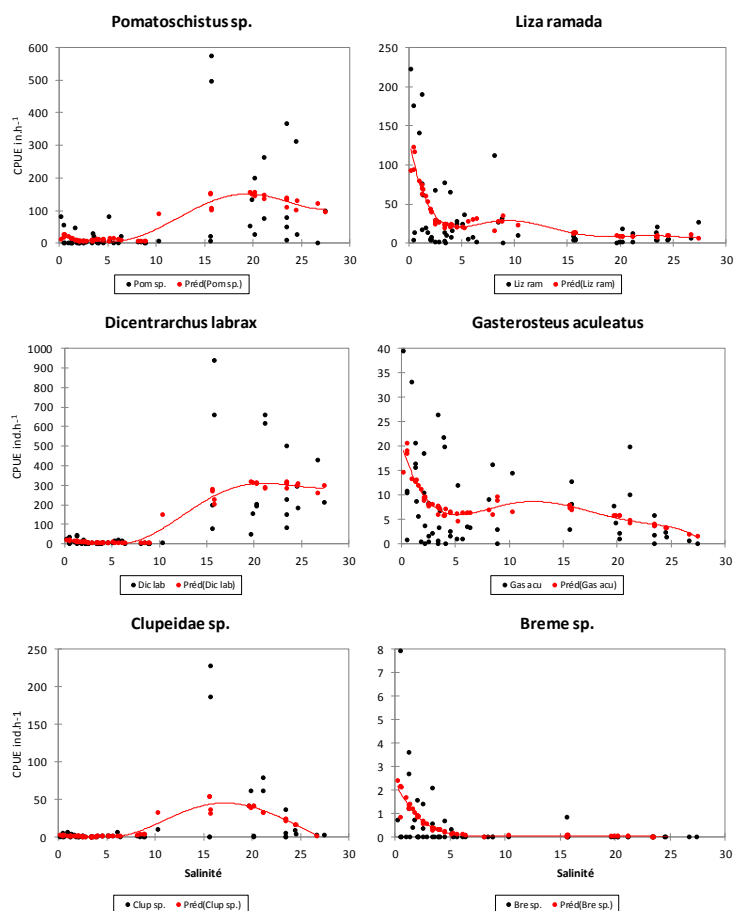


Figure VI. 16 : Résultats de la régression non paramétrique (méthode de Lowess) pour les principales espèces de poissons dans les filandres en condition estivale (juillet-septembre) entre 2002 et 2004 (N= 57).

L'évolution de l'abondance de quelques espèces en fonction de la salinité mesurée au moment des captures est illustrée sur la figure VI.16 pour les 57 observations estivales. Les CPUE de gobies (essentiellement *P. microps*) diminuent fortement en deçà d'une salinité de 10. Pour ce taxon, le pic d'abondances numériques correspond aux valeurs comprises entre 15 et 25, avec des valeurs pouvant être maximales en domaine mésohalin. Des concentrations élevées de poissons en domaine mésohalin sont également identifiées pour le bar commun et pour les Clupeidae juvéniles. S'agissant du mullet porc (amphihalin), l'espèce présente une affinité vers les eaux plus dessalées du domaine oligohalin jusqu'en milieu limnique. Il en est de même pour l'épinoche et les brèmes, qui deviennent vraiment absentes pour une salinité supérieure à 5 (limite du domaine oligohalin).

Ces tendances peuvent être testées avec un jeu de données plus conséquent, incorporant l'ensemble des échantillons collectés de mai à septembre et les résultats de cette étude, soit un total de 110 observations. Les résultats sont très similaires pour la brème, l'épinoche, les gobies et le bar commun (Figure VI.17). La prise en compte des mois de mai et juin, période d'arrivée des juvéniles de Clupeidae, engendre une évolution de la courbe à la faveur cette fois du domaine polyhalin, les densités modélisées étant toujours très faibles en domaine oligohalin. S'agissant des jeunes mullets, le domaine mésohalin s'avère ici mieux colonisé par cet amphihalin. On peut penser que cette espèce, peu sensible au gradient de salinité, adopte en fait une stratégie qui consiste à remonter jusqu'en tête de filandre quelque-soit la salinité. Les résultats semblent plutôt traduire une migration progressive de l'espèce vers l'intérieur de l'estuaire, avec un séjour dans les filandres les plus proches de l'embouchure de l'estuaire au printemps, c'est-à-dire de salinité supérieure ou égale à 15. Par la suite le même comportement est adopté à l'intérieur de filandres positionnées plus en amont dans l'estuaire, conduisant ainsi les jeunes mullets à se concentrer dans les eaux les plus faiblement salées généralement observées en tête de filandre.

VI.III.2. Positionnement de la Grande Filandre au sein de la typologie

La Grande Filandre n'ayant pas été échantillonnée avant cette étude, ou seulement de façon sporadique, il apparaît nécessaire de déterminer quelle est sa position i) sur le plan hydrologique ii) au sein de la typologie d'assemblage d'espèces proposée dans cette étude.

VI.III.2.1 Conditions hydrologiques

La gamme de salinité qui caractérise la Grande filandre ($14,8 \pm 5,6$ à l'amont et $17,7 \pm 5,9$ à l'aval) en fait un cas particulier qui se démarque des autres sites puisque les valeurs moyennes sont incluses dans la catégorie du domaine mésohalin. Les écarts-types sont importants et l'illustration des variations saisonnières (Figure VI.18) montre que cette filandre peut se rattacher au domaine polyhalin notamment au printemps et une grande partie de l'été, au moins en ce qui concerne la zone comprise entre le débouché et la limite avec le schorre.

Dès lors qu'elles sont submergées par la marée, les conditions hydrologiques varient en permanence dans les filandres. Un schéma saisonnier peut être dégagé, en commun aux deux filandres étudiées, avec une salinité minimale en hiver, sous l'influence prépondérante des débits fluviaux plus que des apports d'eau douce du marais (Figure VI.18). Dans la Grande Filandre, la salinité mesurée vers la tête de filandre est toujours inférieure à celle mesurée en limite de schorre, suggérant ainsi qu'en début de flot, la masse d'eau est moins salée que par la suite.

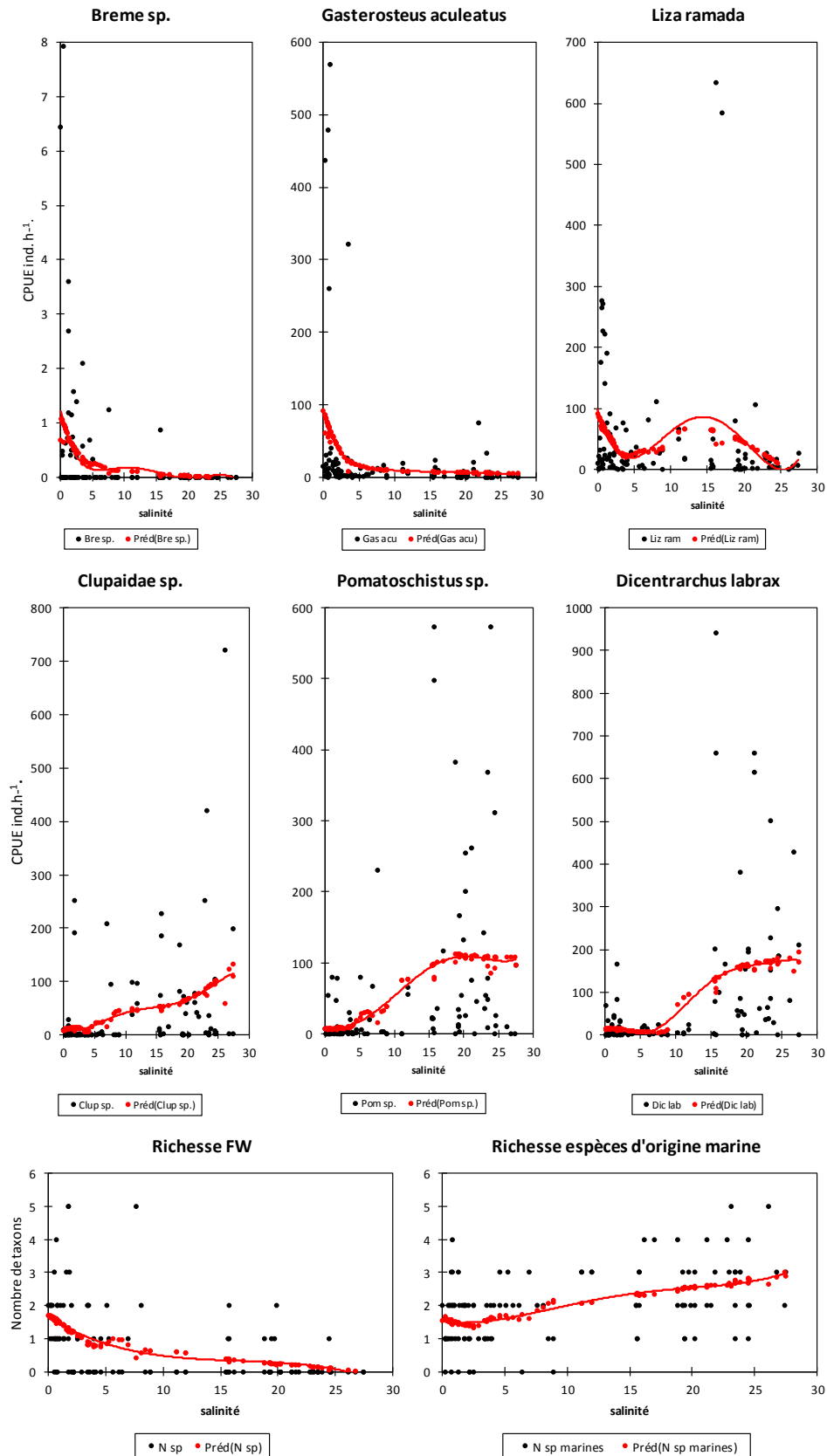


Figure VI. 17 : Résultats de la régression non paramétrique (méthode de Lowess) pour les principales espèces de poissons dans les filandres en condition printanière et estivale (mai-septembre) entre 2002 et 2004 (N = 94), auxquelles sont ajoutées les données estivales issues de cette étude (N total = 110).

Les mesures faites au flot en limite de schorre attestent de cette hypothèse puisque les valeurs évoluent de 19 à 23 au mois de juillet 2010, de 16 à 20 au mois de septembre et de 12 à 19 au mois de novembre. Le processus est identique sur la filandre « Harle » avec un différentiel parfois supérieur (7 au mois de novembre). La cinétique des masses d'eau semble particulière au mois de janvier. A pleine mer, le site le plus proche du débouché de « Harle » est nettement moins salé (11,6) que celui situé vers la tête de filandre (19), ce qui suggère un renversement de dynamique et un « premier flot » originaire de l'aval de la fosse nord, auquel pourrait succéder une influence fluviale accrue via les brèches dans la digue submersible nord.

Les valeurs d'oxygène dissous, généralement comprises entre 4 et 8mg.l⁻¹ dépassent rarement 6mg.l⁻¹ excepté sur la Grande Filandre lors des mois de septembre et novembre. Ce paramètre fait l'objet d'une évolution cyclique, visible surtout vers la tête de filandre, à savoir un minimum en condition estivale, suivie d'une augmentation plus ou moins régulière jusqu'au printemps suivant. Ceci est probablement à mettre en rapport avec l'évolution de la matière organique présente dans ce réceptacle naturel (i.e. fanaison des roseaux qui s'y accumulent en hiver) et de la quantité d'organismes vivants, qui décroît à la fin de l'été et atteint un minimum en hiver. En conditions estivales et en automne, les filandres n'apparaissent donc pas particulièrement attractives sur ce plan, puisque le taux d'oxygène diminue au fur et à mesure que l'on y pénètre.

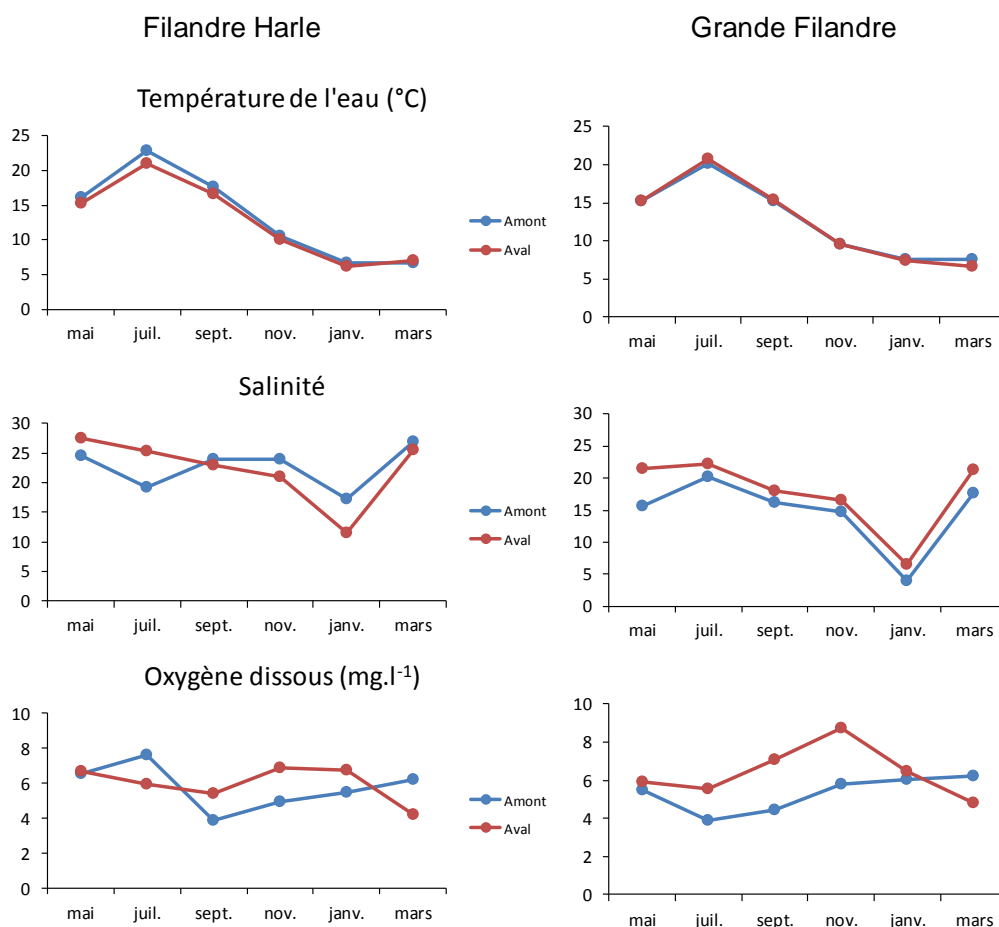


Figure VI.18 : Evolution temporelle des paramètres hydrologiques enregistés entre mai 2010 et mars 2011 dans les filandre « Harle » et « Grande Filandre » sur la vasière Nord de l'estuaire de la Seine

VI.III.2.2 Assemblages d'espèces

L'analyse factorielle de correspondances sur les CPUE normalisées des 6 campagnes de pêche effectuées entre mai 2010 et mars 2011 dans l'estuaire de la Seine simultanément sur les filandres « Harle » et « Grande Filandre » est illustrée sur la figure VI.19. Elle englobe l'ensemble des stations (proche du débouché et vers la tête de filandre) ainsi que trois campagnes (juillet, septembre, novembre) au cours desquelles les pêches habituelles faites en condition de jusant, ont été répétées sur les sites proche du débouché en condition de flot.

Le nuage de point obtenu distingue en premier lieu les variations saisonnières d'abondances. La situation printanière se démarque le plus des autres saisons sur le premier axe (38% de la variance totale), avec deux taxons correspondant, le flet mais surtout les clupeidae juvéniles. Le second axe (27% de la variance totale) intègre la variation spatiale intra filandre mais ne montre aucune différence en ce qui concerne la variation inter filandre. L'épinoche est l'espèce qui contribue le plus fortement à cet axe et se rattache au site le plus en amont de la Grande Filandre en situation estivale. A l'opposé, les observations en valeurs négatives sur cet axe regroupent une grande partie des observations faites à proximité du débouché en été et en automne, avec pour espèce remarquable le hareng.

On peut en conclure que la Grande Filandre se rattache donc à l'ensemble de filandres de la zone polyhaline et constitue la limite amont de cet ensemble typologique. En situation estivale, deux grands ensembles peuvent donc être distingués sur le plan de leurs assemblages ichthyologiques :

- 1) Les filandres de la Grande Vasière dont fait partie « Harle », y compris la Grande Filandre en limite amont de la Fosse Nord.
- 2) Les filandres en connexion directe avec le fleuve plus en amont jusqu'à l'Epi de la Roque (Vasière artificielle, Tignol, Connard, Filandres en rive droite du débouché de la Risle)

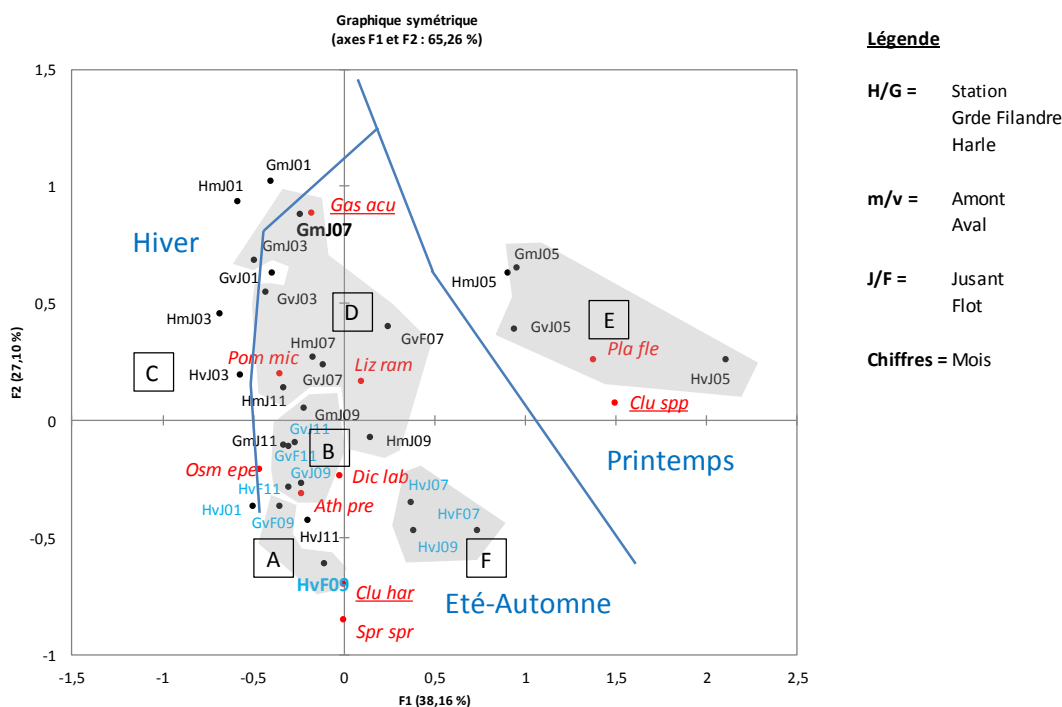


Figure VI.19 : Représentation sur les axes 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondances (AFC) basée sur les CPUE numériques normalisées des principales espèces de l'ichtyofaune ($F > 25\%$) des filandres « Harle » et « Grande Filandre » entre mai 2010 et mars 2011. Les groupements de stations issus de la classification ascendante hiérarchique (CAH) sont illustrés par des lettres majuscules A à F et par une trame grisée. Le trait bleu distingue les trois périodes saisonnières.

VI.III.3. Analyse comparée avec la Baie du Mont Saint Michel

VI.III.3.1. Composition de l'ichtyofaune

Les CPUE moyennes et la fréquence d'occurrence des espèces de poissons collectées simultanément en estuaire de Seine et en Baie du Mont St Michel sont présentées dans le tableau VI.11. Le cortège faunistique de l'estuaire de la Seine est plus diversifié (19 taxons) que celui de la Baie du Mont St Michel (13 taxons). L'ichtyofaune des filandres de la Baie du Mont St Michel est fortement dominée par deux taxons, le gobie tacheté (80%) dont la CPUE moyenne est de 1288 ind.h⁻¹ et dans une moindre mesure par le mulot porc (17%) avec 282 ind.h⁻¹. Les principales espèces de l'estuaire de la Seine sont généralement moins abondantes. Il s'agit des Clupeidae (32%) suivis du gobie tacheté (23%), du mulot porc (19%) ainsi que de l'épinoche et du bar commun (respectivement 11 et 10%).

La comparaison inter estuaire des 24 observations effectuées en condition de jusant montre que la richesse spécifique est significativement supérieure dans l'estuaire de la Seine ($K = 3,8$, $p < 0,0001$) avec en moyenne $7,75 \pm 2,13$ taxons en Seine et $3,33 \pm 1,4$ taxons en Baie du Mont St Michel. On remarque à ce sujet la présence de poissons d'eau douce sur le site Haut-Normand (brème, perche commune, épinochette), de l'éperlan et du flet, absentes de la Baie du Mont St Michel. L'éperlan est inféodé aux grands estuaires en France alors que le flet devient rare dans les baies où les apports d'eau douce sont très faibles, comme c'est le cas sur le site Bas-Normand.

Parmi les poissons d'origine marine, le gobie *P. lozanoi* est prépondérant en Baie du Mont St Michel, suivi du bar commun. Le classement diffère en estuaire de Seine où le premier rang au sein de cette catégorie est occupé par les Clupeidae (hareng et sprat), le second rang faisant à nouveau apparaître le bar commun.

Tableau VI.11 : Liste des espèces de poissons, abondances numériques moyennes (CPUE ind.h⁻¹), écart-type et fréquence d'occurrence F, capturés lors de six campagnes de pêche dans les filandres l'estuaire de la Seine et en Baie du Mont St Michel entre mai 2010 et mars 2011.

Taxon/espèce	Code	Guilde d'usage	Estuaire de Seine			Baie du Mont Saint Michel		
			CPUE ind.h ⁻¹	±	F	CPUE ind.h ⁻¹	±	F
<i>Abramis brama</i>	Abr bra	FW	0,1	0,3	0,13			
<i>Perca fluviatilis</i>	Per flu	FW	0,0	0,2	0,04			
<i>Pungitius pungitius</i>	Pun pun	FW	0,2	0,6	0,21			
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Gas acu	ES	39,6	153,9	0,83	4,5	13,5	0,29
<i>Pomatoschistus microps</i>	Pom mic	ES	81,9	138,0	0,96	1288	2153	0,88
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syn ros	ES	0,1	0,2	0,17	0,1	0,3	0,04
<i>Anguilla anguilla</i>	Ang ang	CAT	0,1	0,3	0,13	0,2	0,6	0,13
<i>Liza ramada</i>	Liz ram	CAT	66,2	169,2	0,92	282	400	0,88
<i>Pathichthys flesus</i>	Pla fle	CAT	0,3	0,5	0,29			
<i>Osmerus eprelanus</i>	Osm epe	ANA	5,2	8,6	0,71			
<i>Clupeidae juv.</i>	Clu spp	MMD	104,3	406,8	0,50	4,0	9,6	0,25
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Dic lab	MMD	33,9	53,4	0,67	9,8	32,7	0,33
<i>Clupea harengus</i>	Clu har	MMD	5,9	19,4	0,54			
<i>Sprattus sprattus</i>	Spr spr	MMD	2,1	5,3	0,29	0,9	4,3	0,04
<i>Ammodytes tobianus</i>	Amm tob	MMO				0,1	0,4	0,04
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Pom min	MMD	0,3	0,9	0,25			
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Pom sp	MMO				28,1	124,4	0,25
<i>Aphia minuta</i>	Aph min	MMO	0,8	2,1	0,25			
<i>Atherina presbyter</i>	Ath pre	MMO	8,6	23,9	0,71	0,0	0,2	0,04
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Eng enc	MMO				0,1	0,4	0,04
<i>Pleuronectes platessa</i>	Ple pla	MMO	0,5	1,4	0,13			
<i>Limanda limanda</i>	Lim lim	MS	0,1	0,3	0,04			
<i>Pleuronectidae juv.</i>	Pleuro sp	MS				1,4	4,3	0,13

VI.III.3.2. Variations saisonnières

Les évolutions saisonnières de la richesse spécifique distinguent les deux sites (Figure VI.20). Alors qu'aucun schéma n'apparaît sur ce plan en Baie du Mont St Michel, on observe dans l'estuaire de la Seine une augmentation régulière depuis l'hiver (janvier) jusqu'en automne (novembre).

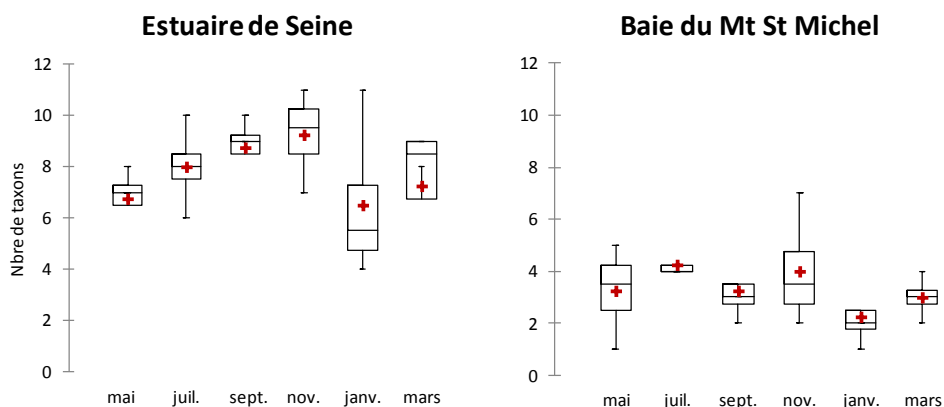


Figure VI.20 : Evolution temporelle de la richesse spécifique de l'ichtyofaune échantillonnée de façon synchrone (2010-2011) dans deux filandres dans l'estuaire de la Seine (à gauche) et en Baie du Mont St Michel (à droite).

S'agissant des CPUE numériques, les deux estuaires ont des patrons relativement similaires, avec une colonisation maximale durant la saison chaude (Figure VI.21). On remarque toutefois que la durée de cette période optimale n'est pas identique sur les deux sites. Bien que le printemps fasse l'objet de fortes fluctuations d'abondance en Seine ; c'est seulement en été (juillet - septembre) que celles-ci sont significativement plus élevées (Tableau VI.12) alors qu'elles le sont également en automne en Baie du Mont St Michel.

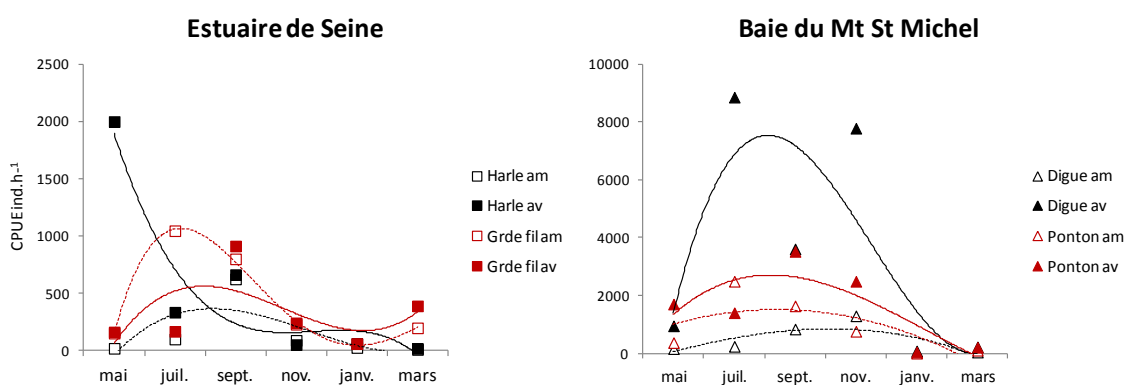


Figure VI.21 : Evolution temporelle des abondances numériques de l'ichtyofaune (CPUE ind.h⁻¹) échantillonnée de façon synchrone (2010-2011) dans deux filandres dans l'estuaire de la Seine (à gauche) et en Baie du Mont St Michel (à droite).

Tableau VI.12 : Résultat des tests d'Anova non paramétrique (KW) sur les CPUE numériques par saison

Site	n	dl	K	p	Résultats des tests de comparaison multiples
Baie du Mont St Michel	24	3	16,04	0,001	Été = Automne ≥ Hiver = printemps
Estuaire de la Seine	24	3	9,19	0,027	Été ≥ Automne = hiver = printemps

L'évolution mensuelle des CPUE numériques des principaux taxons de chaque site (Figure VI.22) indique une évolution globalement assez synchrone pour les espèces considérées. On observe toutefois que la Baie du Mont St Michel semble dans certains cas être colonisée plus tôt que l'estuaire de la Seine. A titre d'exemple le pic d'abondance de l'épinoche y correspond au mois de mai, (20 ind.h⁻¹) alors qu'il se produit seulement en juillet (200 ind.h⁻¹) dans l'estuaire Haut-Normand.

Le pic de colonisation de ce type d'habitat est de durée variable suivant les espèces. Il est visiblement de plus longue durée en Baie du Mont St Michel pour le gobie tacheté (espèce résidente en estuaire), dont les abondances sont comprises entre 2000 et 3000 ind.h⁻¹ du mois de juillet au mois de novembre. De même en fin d'été, le séjour du mulot porc sur les filandres semble se prolonger jusqu'en automne dans la Baie du Mont St Michel. Dans l'estuaire de la Seine les abondances maximales du gobie tacheté (195 ind.h⁻¹) et du mulot porc (313 ind.h⁻¹) sont identifiées au mois de septembre et diminuent fortement ensuite. En revanche, le séjour des juvéniles d'origine marine semble, à l'exemple du bar commun, de moindre durée dans les filandres de la Baie du Mt St Michel comparativement à celle de l'estuaire de la Seine.

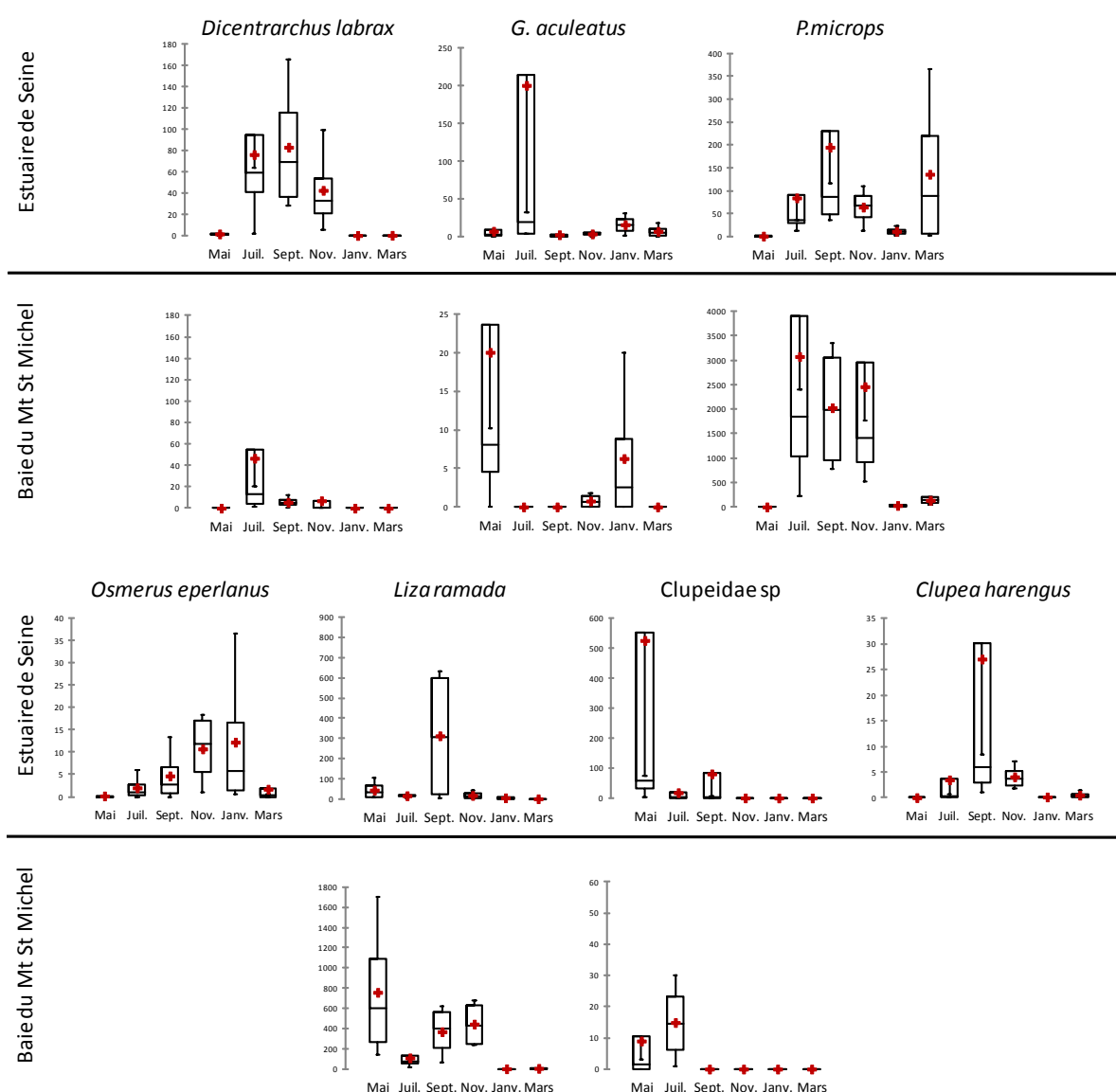


Figure VI.22 : Comparaison des CPUE numériques mensuelles des principales espèces de l'ichtyofaune issue des filandres de l'estuaire de la Seine et de la Baie du Mont St Michel.

VI.III.3.3. Structure des assemblages d'espèces

L'analyse factorielle de correspondance sur les données de CPUE numériques normalisées extrait 53% de la variabilité totale, dont 29% sur le premier axe et 24% sur le second (Figure VI.23). Les contributions maximales se rapportent sur l'axe 1 au gobie tacheté (23%) et au hareng (19%) et sur l'axe 2 aux Clupeidae juvéniles (68%) ainsi qu'à l'éperlan (10%). La classification ascendante hiérarchique dégage 4 groupements, le premier d'entre eux étant caractéristique du niveau maximal d'abondance des Clupeidae juvéniles sur les deux sites au mois de mai, les contributions de ce taxon aux abondances totales étant toutefois très supérieures dans l'estuaire de la Seine (Figure VI.24). Le second englobe également des observations issues des deux estuaires alors que les niveaux d'abondances sont faibles, notamment en condition hivernale. A l'inverse les groupes C et D se rapportent surtout aux mois les plus chauds (juillet et septembre) et correspondent aux plus fortes concentrations de poissons dans les deux systèmes. Les observations du groupe C se rapportent presque exclusivement à la Baie du Mont St Michel et à ses espèces dominantes que sont le gobie tacheté et le mullet porc. A l'opposé sur cet axe, le groupe D isole clairement l'estuaire de la Seine à cette saison, avec des espèces qui lui sont associées telles que le hareng et l'éperlan.

L'axe 1 reflète donc la différenciation entre l'estuaire de la Seine et la Baie du Mont St Michel, tandis que l'axe deux discerne surtout l'effet saisonnier sensiblement du même ordre de grandeur que celui qui se rapporte à la variabilité inter système.

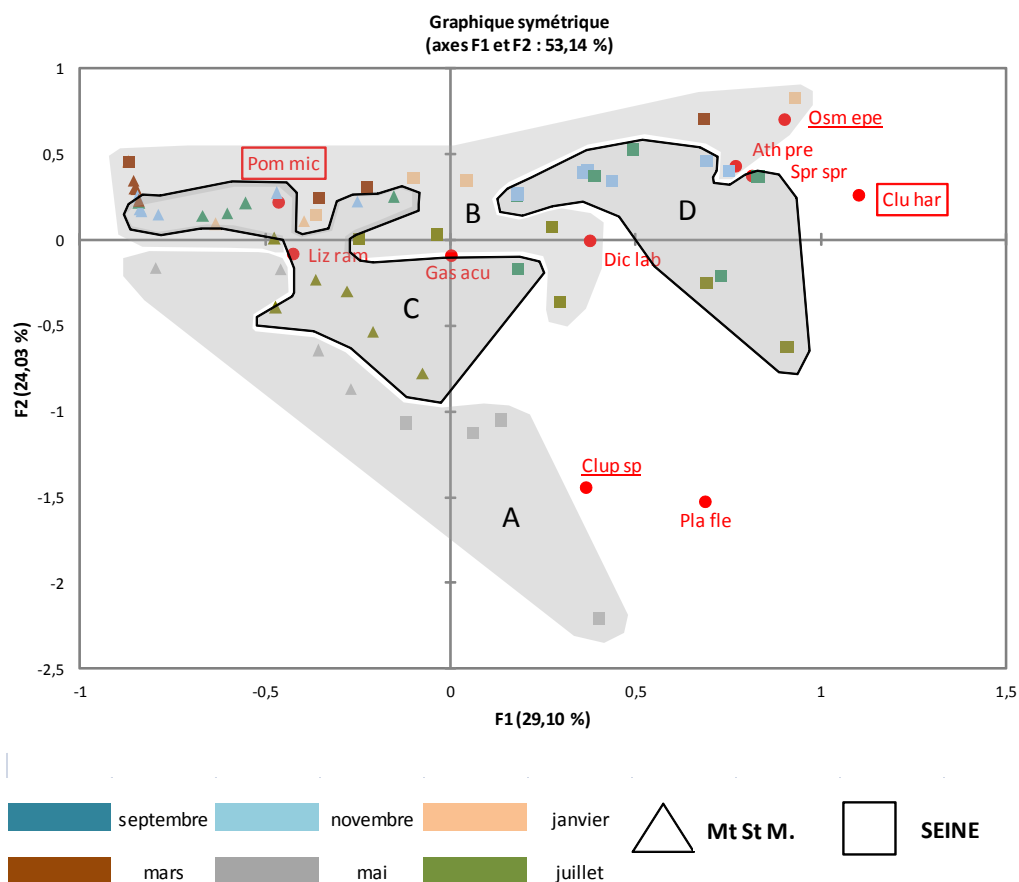


Figure VI.23 : Représentation sur les axes 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondances (AFC) basée sur les CPUE numériques normalisées des principales espèces de l'ichtyofaune ($F > 25\%$) des filandres de l'estuaire de la Seine (carré) et de la Baie du Mont St Michel (triangle). Les groupements de stations issus de la classification ascendante hiérarchique (CAH) sont illustrés par des lettres majuscules A à D et par une trame grisée. Les couleurs distinguent les mois d'échantillonnage.

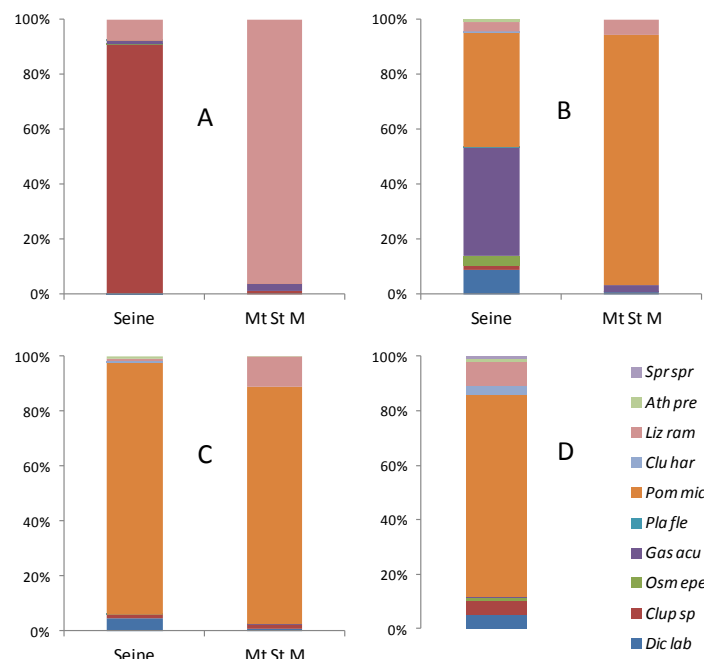


Figure VI.24 : Comparaison de la composition de l'ichtyofaune entre les filandres de l'estuaire de la Seine et celles de la Baie du Mont St Michel au sein des quatre groupes issus de la classification ascendante hiérarchique sur les données de CPUE numériques.

VI.III.3.4. Variations spatiales intra filandre

La richesse spécifique varie significativement sur les deux sites entre la station de pêche de tête de filandre et celle la plus proche du débouché (Figure VI.25). Dans l'estuaire de la Seine ($K = 4,53$, $p = 0,0033$) la moyenne du nombre de taxons est de $6,8 \pm 2,1$ vers l'amont de la filandre et de $8,67 \pm 1,8$ à la limite du schorre. En Baie du Mont St Michel ($K = 4,42$, $p = 0,035$), la moyenne est de $2,75 \pm 0,96$ vers l'amont et de $3,92 \pm 1,56$ sur la station la plus proche de la limite de schorre. Les CPUE numériques tendent à augmenter également vers le débouché de la filandre, surtout en Baie du Mont St Michel (Figure VI.26) mais aucune différence significative n'est validée pour chacun des deux systèmes.

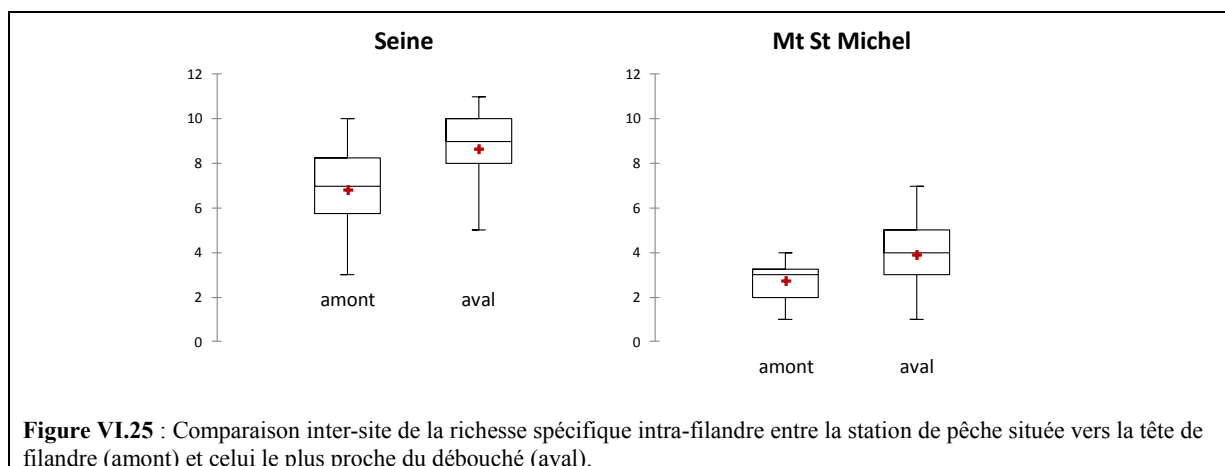
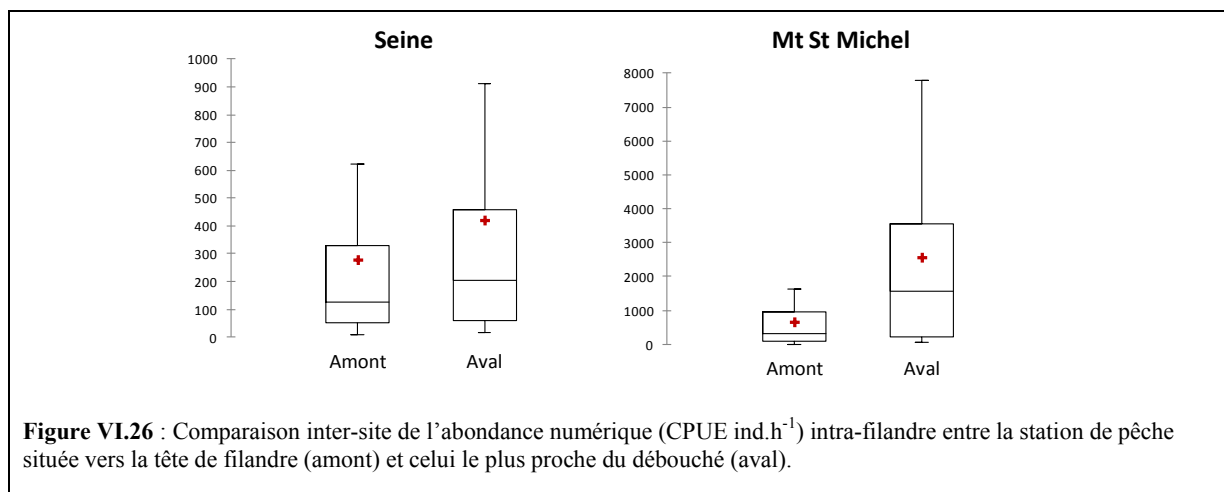


Figure VI.25 : Comparaison inter-site de la richesse spécifique intra-filandre entre la station de pêche située vers la tête de filandre (amont) et celui le plus proche du débouché (aval).



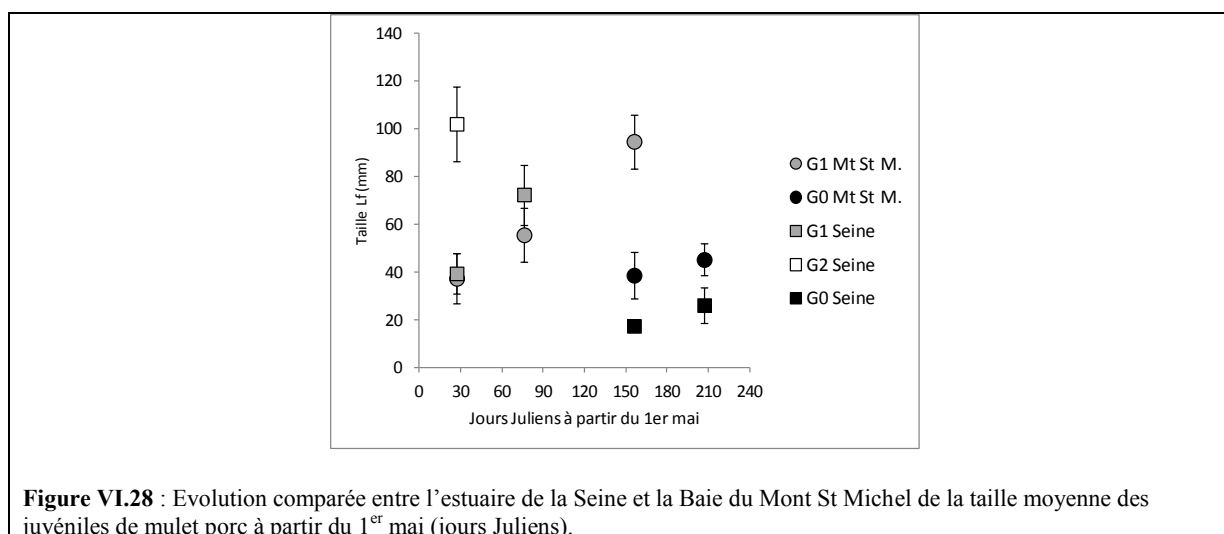
VI.III.3.5. Taille des principales espèces et taux de croissance

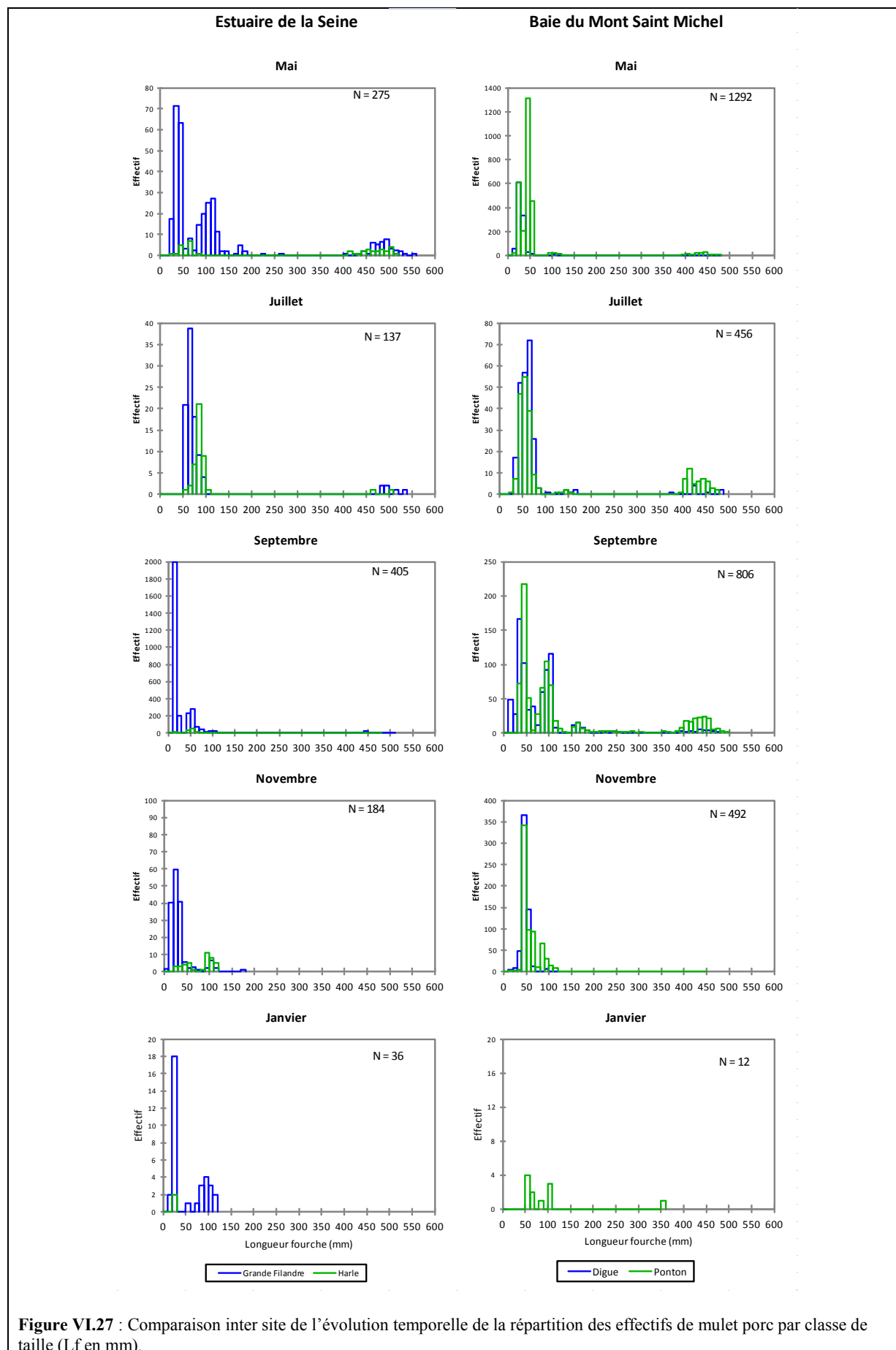
L'observation des spectres de taille des poissons qui colonisent les filandres de chacun des deux systèmes permet une approche descriptive de leur fonctionnalité en fournissant des éléments sur les stades auxquels les espèces exploitent ce type d'habitat.

- Mulet porc (*Liza ramada*)

Les adultes (> 300 mm) sont identifiés seulement au mois de mai et juillet dans l'estuaire de la Seine, mais surtout au mois de juillet et septembre dans la Baie du Mont St Michel (Figure VI.27). Il s'agit d'individus en cours de migration trophique saisonnière, capables de pénétrer dans les estuaires jusqu'en eau douce.

Dans l'estuaire de la Seine, deux cohortes (G1 et G2) caractérisent le stade juvénile au mois de mai tandis que la Baie du Mont St Michel ne fait apparaître que ceux du groupe 1 (Figure VI.28 et Tableau VI.13). Les individus G2 ont quitté les filandres de l'estuaire de la Seine au mois de juillet, les deux systèmes présentant alors des populations dominées par la même classe d'âge dont la taille moyenne est toutefois sensiblement inférieure en Baie du Mont St Michel (55,6 mm) comparativement à celle calculée dans l'estuaire de la Seine (72,5mm).





La nouvelle cohorte annuelle (G0) est identifiée sur les deux systèmes au mois de septembre, mais la Baie du Mont St Michel présente cette fois des individus de taille moyenne supérieure (38,6mm) à celle des individus G0 de l'estuaire de la Seine (17,4mm), laissant supposer un recrutement plus précoce sur le site Bas-Normand. On remarque que la situation du mois de septembre en Baie du Mont St Michel est très similaire à celle du mois de mai dans l'estuaire de la Seine, tendant ainsi à confirmer le décalage temporel du cycle biologique de l'espèce entre ces deux sites littoraux de la Manche.

Au mois de novembre les populations se composent presque exclusivement d'individus G0, la taille moyenne issue des individus de la Baie du Mont St Michel restant supérieure (45,2mm) à celle de l'estuaire de la Seine (26,1mm).

On peut conclure que malgré un décalage vraisemblable de la période reproduction du mulot porc entre la Baie du Mont St Michel et l'estuaire de la Seine, les populations sont très semblables sur les deux sites, occupés majoritairement par des individus YoY qui y séjournent la majeure partie de leur première année de vie.

Tableau VI.13 : Comparaison inter site des tailles moyennes du mulot porc (*Liza ramada*) au mois de mai, juillet, septembre et novembre.

	Cohorte	Estuaire de la Seine			Baie du Mont Saint Michel		
		N	Lf	±	N	Lf	±
mai	G2	109	102,1	15,9			
	G1	169	39,4	8,5	3660	37,3	10,7
juillet	G1	128	72,5	12,6	388	55,6	11,1
sept	G0	2216	17,4	2,0	726	38,6	10,0
	G1				523	94,7	11,2
nov	G0	153	26,1	7,5	1043	45,2	6,7

- Bar commun (*Dicentrarchus labrax*)

Les populations de bar commun caractérisent uniquement des individus YoY en Baie du Mont St Michel (Figure VI.29). Ce n'est pas le cas dans l'estuaire de la Seine où des classes d'âge supérieures sont identifiées au cours de la période mai-juillet.

Le recrutement annuel est détecté à partir du mois de juillet sur les deux sites, les individus G0 ayant alors une taille moyenne très proche (Tableau VI.14). Cette cohorte colonise les filandres jusqu'en automne (novembre), les tailles moyennes étant à nouveau très proches d'un site à l'autre. A partir cette période de l'année, les jeunes bars quittent vraisemblablement les filandres au profit des eaux plus profondes, et peut être plus chaude de la zone subtidale, ceci en raison de l'inversion thermique qui caractérise cette période de l'année entre la zone intertidale et la zone subtidale.

Le taux absolu de croissance (AGR) a été calculé pour la période allant du mois de juillet au mois de novembre, qui ne montre aucune différence notable entre la Baie du Mont St Michel (0,35 mm.j⁻¹) et l'estuaire de la Seine (0,34mm.j⁻¹).

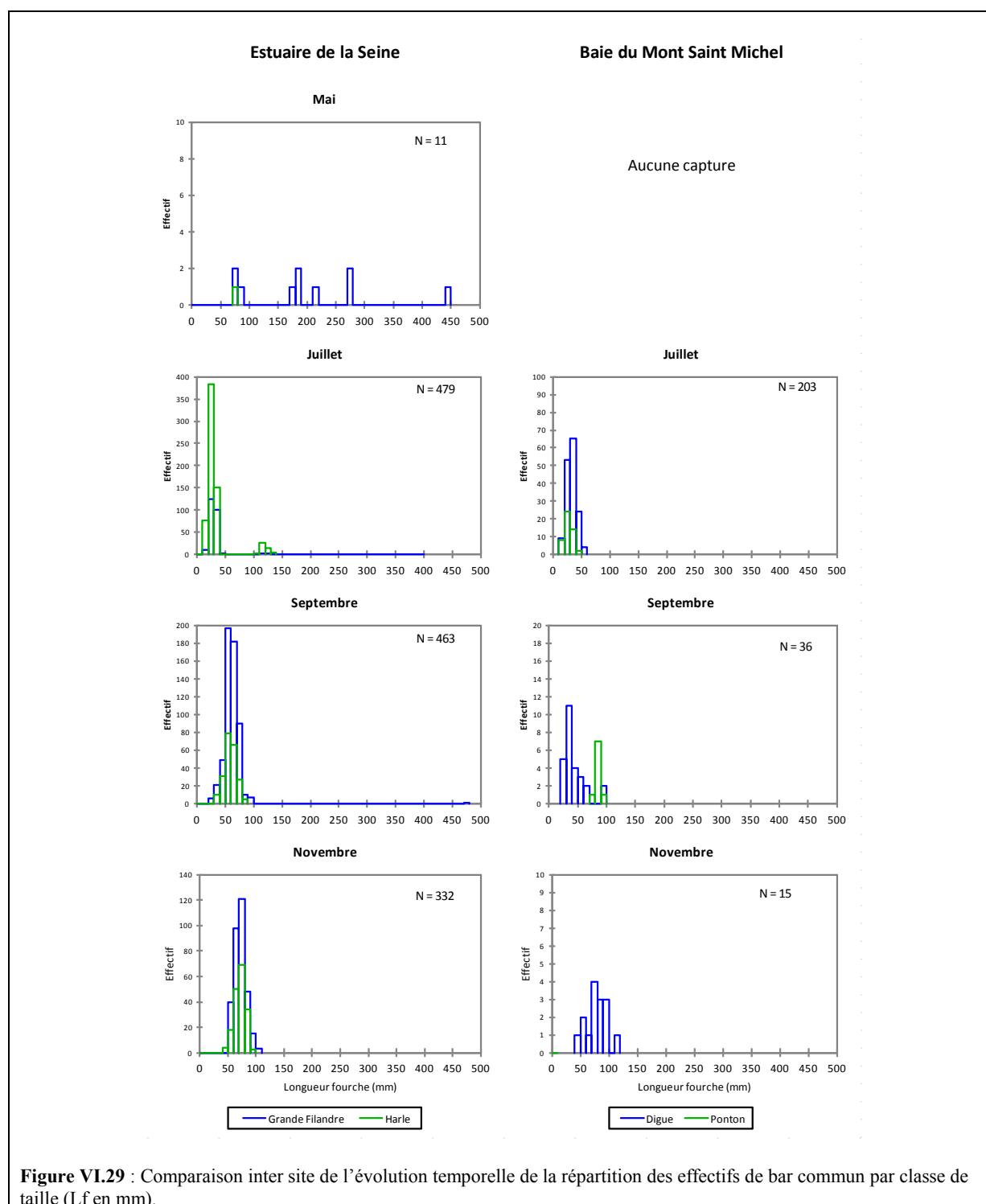


Tableau VI.14 : Comparaison inter site des tailles moyennes des YoY de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) au mois de juillet, septembre et novembre.

Mois	Estuaire de la Seine			Baie du Mont Saint Michel		
	N	Lf (mm)	±	N	Lf (mm)	±
juillet	452	26,5	5,3	203	30,8	8,4
septembre	462	59,3	10,9	36	52,6	24,5
novembre	332	71,3	9,9	15	77,3	16,7

- Épinoche (*Gasterosteus aculeatus*)

L'épinoche est une espèce qui se reproduit au printemps, plus ou moins tôt selon la latitude (Keith et Allardi, 2001). Certaines populations effectuent toujours de migrations mer-eau douce et vice versa, leur reproduction ayant lieu en eau douce. Les épinoches échantillonnées dans cette étude semblent satisfaire à ce schéma au vu des abondances collectées dans les filandres, habitats aquatique de transit à l'interface entre le marais salé et les eaux estuariennes.

Les connaissances acquises sur le territoire de la Réserve Naturelle Nationale de l'estuaire de la Seine (Duhamel, non publié ; Legagneux, 2001) permettent de valider la reproduction de l'espèce dans les mares de chasse et les fossés de la plaine alluviale et le caractère anadrome de l'espèce sur les sites d'étude. Les populations observées dans les filandres (Figure VI.30) se composent de deux groupes distinguant les stades juvéniles (<35mm) des stades adultes (35 à 70mm).

La population de Baie du Mont St Michel semble réduite comparativement à celle de l'estuaire de la Seine, aucun individu n'ayant été capturé en période estivale et au mois de novembre. On peut émettre l'hypothèse d'un moindre potentiel du marais salé Bas Normand à relier à la faible densité de mares de chasse et de plans d'eau douce comparativement à l'estuaire de la Seine.

En se rapportant à des travaux récents (Patimar et al., 2010), on peut formuler l'hypothèse que la période printanière correspond à une concentration des épinoches dans le marais à des fins de maturation et de reproduction. Les mâles restent ensuite sur les nids pour les ventiler tandis que les femelles peuvent sortir du marais vers les eaux libres. Les juvéniles semblent assurer leur croissance en partie au niveau des filandres, visible seulement au mois de mai en Baie du Mont St Michel, mais pour une période plus longue dans l'estuaire de la Seine (jusqu'en septembre).

Trait commun aux deux systèmes, les épinoches exploitent les filandres pour des migrations transversales depuis le marais (reproduction et protection des œufs) vers les eaux libres de l'estuaire qui est mentionné en tant que site d'hivernage pour une fraction de la population (Patimar et al.2010). On peut ajouter que les mares de chasse de l'estuaire de la Seine et leurs populations d'épinoches jouent un rôle de premier ordre dans l'alimentation de la Spatule blanche (Legagneux, 2002).

- Gobie tacheté (*Pomatoschistus microps*)

Le gobie tacheté est une espèce résidente des estuaires. Les histogrammes obtenus sur les deux systèmes isolent principalement deux cohortes, en accord avec les données de Mouny (1998) dans l'estuaire de la Seine (Figure VI.31). Il s'agit des juvéniles G0 issus du recrutement annuel et essentiellement d'individus du groupe 1. Les YoY apparaissent sur les deux sites au mois de juillet avec une taille modale comparable (environ 20mm), ce qui laisse supposer une reproduction relativement synchrone sur les deux systèmes compte tenu de la faible différence latitudinale.

Au mois de septembre les YoY deviennent minoritaires dans l'estuaire de la Seine, à l'inverse de ce qui est observé dans la Baie du Mont St Michel. On peut supposer un recul des jeunes vers l'intérieur de l'estuaire et les eaux plus faiblement salées, concomitant au régime d'étiage du fleuve. Cette variable est probablement plus influente dans la Seine, expliquant ainsi la résidence des juvéniles au niveau des filandres de la Baie du Mont Saint Michel jusqu'en automne. L'espèce se raréfie dans les eaux plus froides des filandres en condition hivernale. A partir du mois de mars, les populations exploitent à nouveau ce type d'habitat et les classes d'âge deviennent difficiles à distinguer. Les filandres des deux systèmes jouent donc un rôle de refuge, d'alimentation et de nourricerie pour le gobie tacheté, en complément avec les autres habitats estuariens (chenaux).

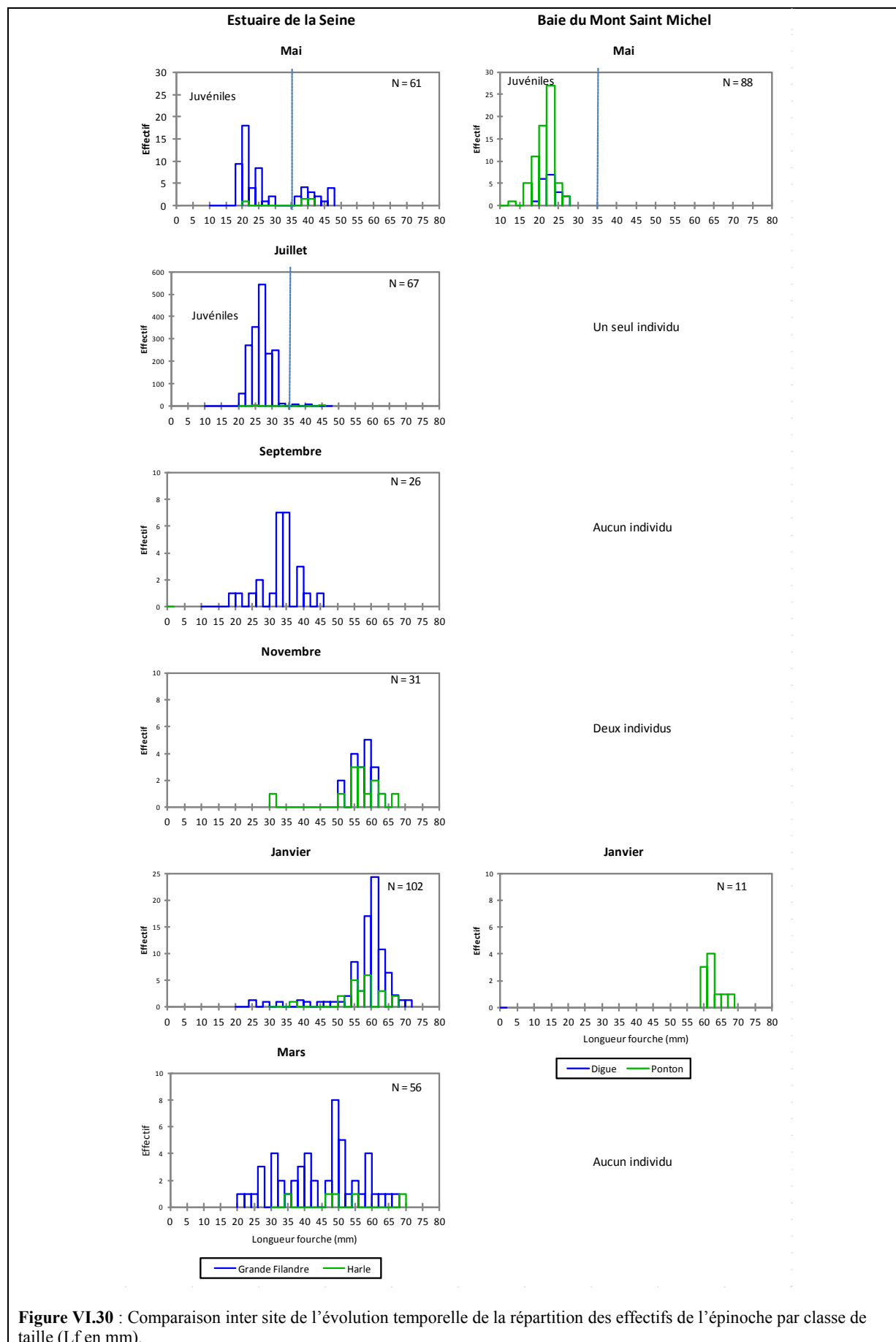
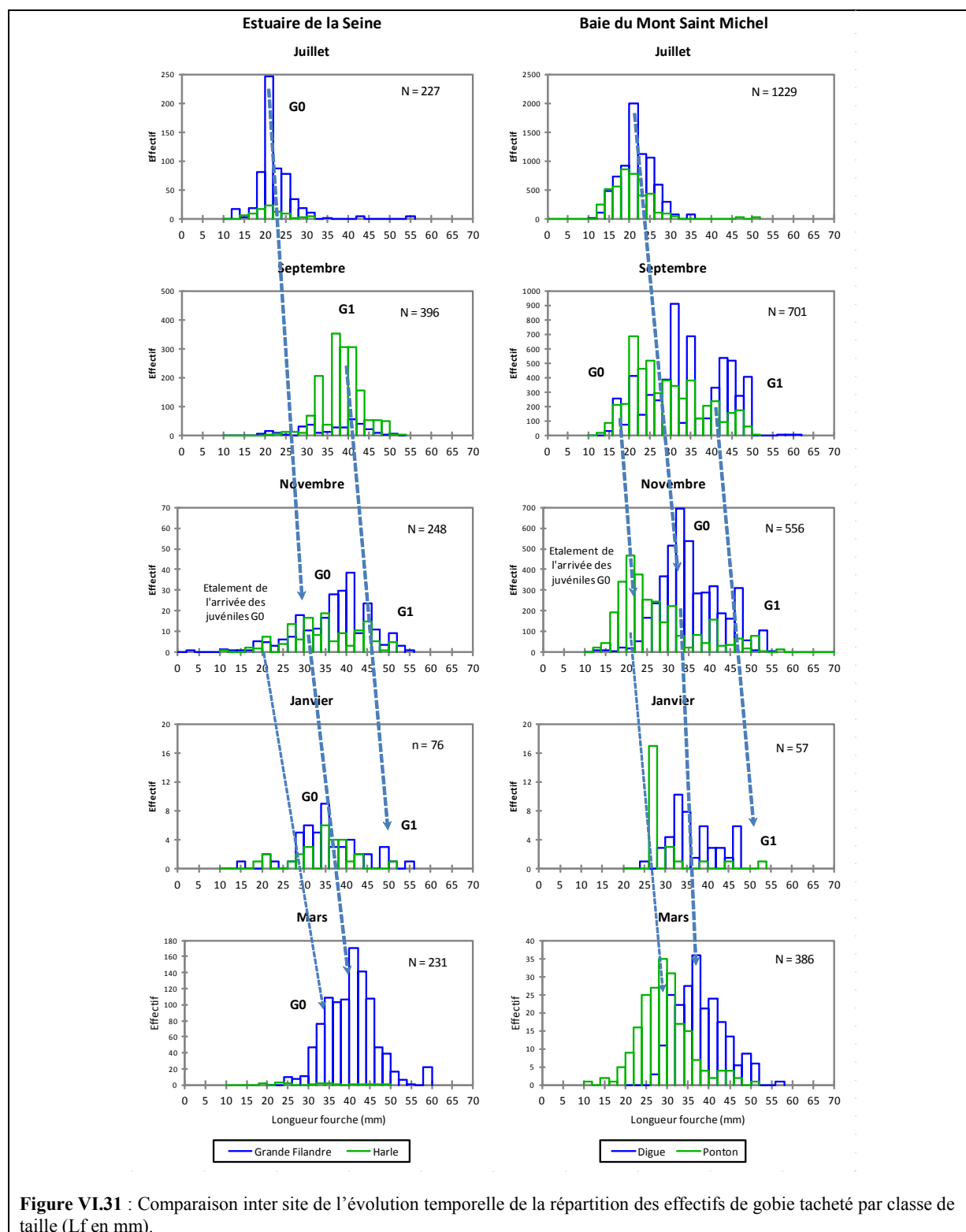
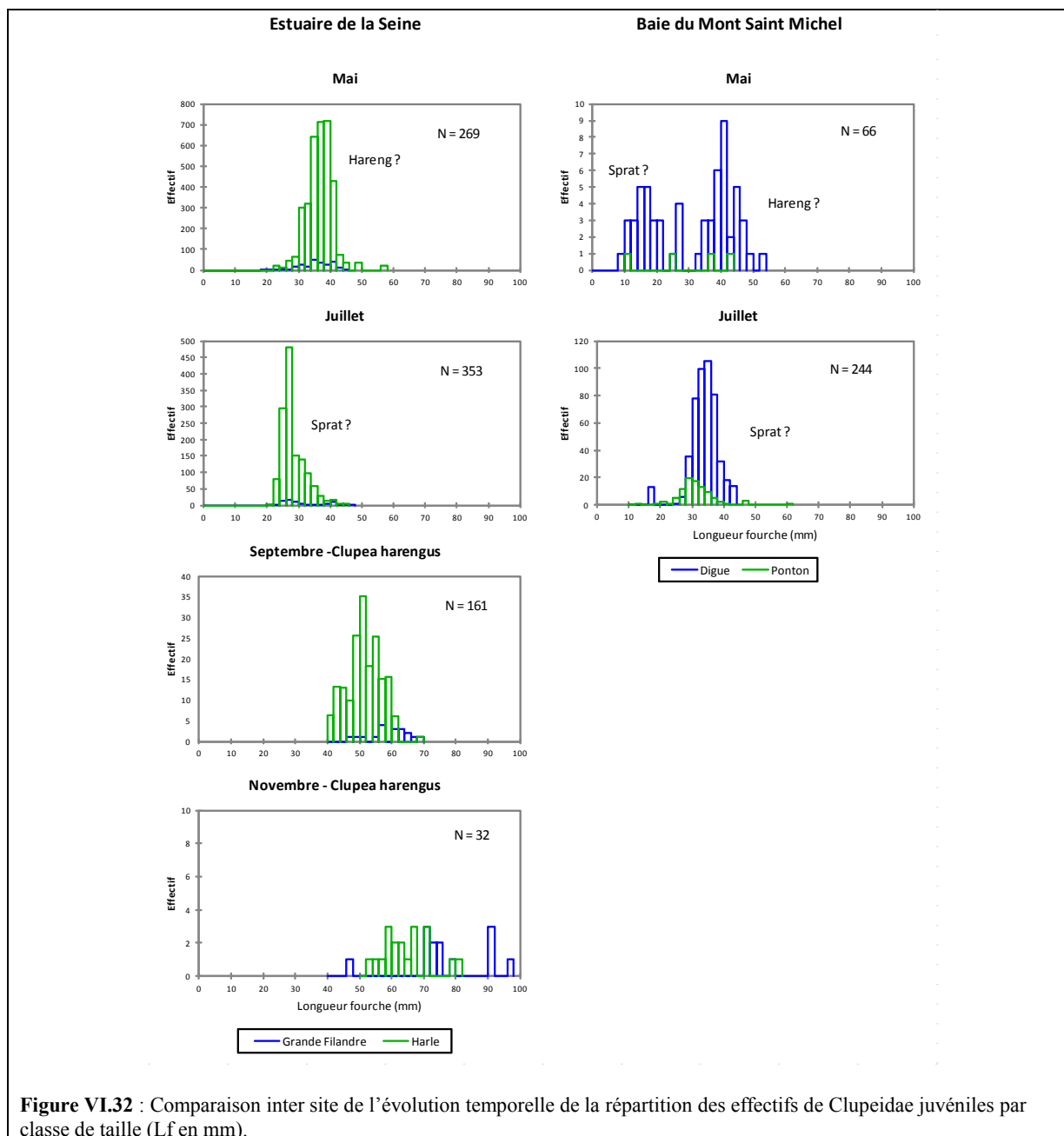


Figure VI.30 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle de la répartition des effectifs de l'épiplatys par classe de taille (Lf en mm).

Gobie tacheté



- Clupeidae juvéniles

Qu'il s'agisse de sprats ou de harengs, les individus capturés dans chacun des deux systèmes sont des YoY. Leur détermination délicate ne permet pas leur suivi exact dans le temps. En posant l'hypothèse d'une ponte plus tardive du sprat (printemps-été) que du hareng (hiver), on peut supposer que les deux espèces sont présentes au mois de mai en Baie du Mont St Michel, les sprats correspondant alors aux individus ayant la taille modale la plus petite (15mm) et les harengs la plus grande (40mm). Dans l'estuaire de la Seine il semblerait sur cette base que seuls les jeunes harengs soient présents au mois de mai (taille modale de 36mm). Le séjour des harengs semble plus fugace en Baie du Mont St Michel qu'en estuaire de Seine où ils sont à nouveau identifiés au mois de septembre, cette fois avec certitude (taille modale = 52mm)

VI.III.3.6 Fonctionnement trophique

Les valeurs des ratios isotopiques pour l'azote et le carbone mesurés pour chaque maillon des réseaux trophiques étudiés sont présentées dans les tableaux III et IV. Il s'agit de valeurs moyennes calculées avec une erreur standard (sd) sur la base du nombre d'échantillons préparés (n).

Afin de décrire les tendances et l'organisation des différents réseaux trophiques analysés dans le cadre de cette étude, nous avons pris comme postulat qu'en milieu marin, il est communément admis que l'assimilation d'un organisme par un autre conduit à un fractionnement à 1‰ pour le $\delta^{13}\text{C}$ (DeNiro et Epstein, 1978 ; Rau et al., 1983) et 3.4‰ pour le $\delta^{15}\text{N}$ (DeNiro et Epstein, 1981 ; Post 2002).

Tableau VI.15 : Valeurs des rations isotopiques de l'azote (δN (‰)) et du carbone (δC (‰)) pour les principaux maillons des réseau trophiques étudiés en baie du Mont St Michel. Il s'agit de moyennes (avec une erreur standard, sd) calculées sur le nombre de répliquats effectués (n).

Espèces	Baie du Mont Saint Michel														
	Filandre Ponton - Chiendent					Filandre Digue – Obione					Puccinellie				
	δC (‰)		δN (‰)			δC (‰)		δN (‰)			δC (‰)		δN (‰)		
	Moy	sd	moy	sd	n	moy	sd	moy	sd	n	moy	sd	moy	sd	n
<i>Dicentrarchus labrax</i> (bar) - muscle	-15.85	0.58	13.74	0.40	14	-15.61	0.38	13.24	0.30	21	-15.00	0.00	13.25	0.00	1
<i>Pomatoschistus microps</i> (gobie) - muscle	-15.75	0.45	14.08	0.25	7	-15.22	0.46	13.89	0.58	6	-14.49	0.50	12.93	0.27	3
<i>Liza ramada</i> (mulet) – muscle	-15.92	1.97	10.65	0.55	16	-17.80	1.05	10.35	0.79	13	-15.66	1.90	10.20	0.88	6
Lycosidae (araignées)	-23.40	0.17	13.47	0.39	3	-23.88	0.18	13.28	0.33	4	-22.50	0.49	10.65	0.49	2
Homoptère (cicadomorphe)											-23.56	0.17	6.09	0.10	2
<i>Chortipus albomarginatus</i> (criquet)	-24.66	0.48	7.35	0.85	4										
<i>Pogonus chalceus</i> spp (carabique)											-24.43	0.90	11.02	0.58	3
<i>Orchestia gammarella</i> (amphipode)	-23.88	0.76	9.00	0.62	3	-23.43	0.48	8.34	0.86	4	-22.26	0.30	5.11	0.33	2
<i>Corophium volutator</i> (corophium)															
<i>Carcinus maenas</i> (crabe vert)	-15.93	1.50	9.97	0.46	5	-16.71	0.94	10.59	0.60	4	-14.92	0.70	9.79	0.71	4
<i>Palaemonetes varians</i> (bouquet des marais)	-17.67	1.13	10.80	0.28	4	-19.27	0.96	11.78	0.20	4	-17.69	0.21	9.94	0.36	4
Mysidacés	-15.92	0.26	10.88	0.17	4	-15.89	0.16	11.07	0.21	4					
<i>Hediste diversicolor</i> (annélide polychète)	-16.91	0.04	8.25	0.09	3	-16.06	0.16	10.05	0.18	3	-15.40	0.24	8.65	0.23	3
<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (sphaerome)	-19.09	2.11	6.79	1.09	4	-16.00	0.45	7.58	0.33	4					
Chiendent – feuille	-25.34	0.38	7.64	0.16	4	-24.86	0.26	5.31	0.09	3					
Obione – feuille	-27.43	0.56	9.65	0.17	3	-25.30	0.50	8.32	0.28	3	-23.64	0.59	8.72	0.16	4
Phragmite – feuille															
Puccinellie – feuille	-24.53	0.42	7.08	0.41	3	-24.41	1.35	6.27	0.20	3	-23.99	0.15	5.76	0.43	3
Microphytobenthos	-16.69	0.01	7.09	0.04	3	-15.91	0.01	6.36	0.11	3	-18.60	0.00	7.25	0.03	3
Matière Organique Particulaire - filandre	-19.81	0.00	3.82	0.00	1	-21.91	0.00	3.04	0.00	1	-20.32	0.00	4.66	0.00	3
Matière Organique Particulaire – mer	-23.63	0.23	3.60	0.60	3	-23.63	0.23	3.60	0.60	3	-23.63	0.23	3.60	0.60	3
Matière Organique Particulaire - rivière	-27.61	2.29	5.04	0.23	3	-27.61	2.29	5.04	0.23	3	-27.61	2.29	5.04	0.23	3

Tableau VI.16 : Valeurs des ratios isotopiques de l'azote (δN (‰)) et du carbone (δC (‰)) pour les principaux maillons des réseaux trophiques étudiés en baie de Seine. Il s'agit de moyennes (avec une erreur standard, sd) calculées sur le nombre de réplicats effectués (n).

Espèces	Baie de Seine													
	Grande Filandre - Chiendent					Grande Filandre - Phragmite					Harle - Puccinellie			
	δC (‰)		δN (‰)		n	δC (‰)		δN (‰)		n	δC (‰)		δN (‰)	
	moy	sd	moy	sd		moy	sd	moy	sd		moy	sd	moy	sd
<i>Dicentrarchus labrax</i> (bar) - muscle	-19.66	0.83	15.19	0.48	21	-19.66	0.83	15.19	0.48	21	-18.19	0.86	14.59	0.62
<i>Pomatoschistus microps</i> (gobie) - muscle	-18.92	1.66	16.02	0.29	7	-18.92	1.66	16.02	0.29	7	-18.59	1.89	16.62	0.74
<i>Liza ramada</i> (mulet) – muscle	-21.31	1.66	14.28	1.03	10	-21.31	1.66	14.28	1.03	10	-18.27	3.78	13.42	0.80
Lycosidae (araignées)	-24.05	0.18	14.31	0.60	2	-24.45	0.00	12.80	0.00	1				
Homoptère (cicadomorphe)											-24.38	0.00	6.44	0.00
<i>Chortipus albomarginatus</i> (criquet)	-23.54	0.23	9.42	0.62	3	-25.68	1.20	9.23	1.34	3				
<i>Pogonus chalceus</i> spp (carabique)	-24.04	1.96	18.23	1.65	2	-23.73	0.00	13.01	0.00	1	-23.64	0.00	16.93	0.00
<i>Orchestia gammarella</i> (amphipode)	-23.48	0.45	10.99	0.13	4	-23.51	0.21	9.89	0.15	4	-22.47	0.39	10.53	0.32
<i>Corophium volutator</i> (corophium)	-20.18	1.23	9.73	0.62	4	-20.18	1.23	9.73	0.62	4	-19.78	1.31	8.91	0.51
<i>Carcinus maenas</i> (crabe vert)	-17.09	0.36	12.38	0.80	4	-17.93	1.00	11.62	0.41	4	-17.22	1.87	11.86	0.27
<i>Palaemonetes varians</i> (bouquet des marais)	-19.22	0.34	13.94	0.64	4	-19.22	0.34	13.94	0.64	4	-19.35	0.78	12.74	0.66
Mysidacés	-18.78	0.39	12.07	0.40	4	-18.78	0.39	12.07	0.40	4	-18.09	0.34	12.10	0.25
<i>Hediste diversicolor</i> (annélide polychète)	-17.07	0.07	12.39	0.20	4	-19.15	0.29	12.43	0.16	3	-17.20	0.04	11.59	0.07
<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (sphaerome)	-20.15	2.65	8.29	0.79	3	-21.90	3.23	7.27	2.11	4	-18.25	1.11	8.88	0.78
Chiendent – feuille	-25.62	1.17	7.65	0.39	3									
Obione – feuille														
Phragmite – feuille						-26.59	0.34	8.76	0.34	4				
Puccinellie – feuille						-24.95	0.35	6.38	0.76	3	-26.81	0.30	9.09	0.24
Microphytobenthos	-20.35	0.03	11.86	0.08	3	-18.07	0.08	10.75	0.12	3	-19.15	0.03	9.97	0.16
Matière Organique Particulaire - filandre	-25.34	0.00	10.18	0.00	1	-25.34	0.00	10.18	0.00	1	-24.00	0.00	8.44	0.00
Matière Organique Particulaire – mer	-14.57	0.44	9.71	0.20	3	-14.57	0.44	9.71	0.20	3	-14.57	0.44	9.71	0.20
Matière Organique Particulaire - rivière	-28.46	0.10	4.65	0.40	3	-28.46	0.10	4.65	0.40	3	-28.46	0.10	4.65	0.40

Les figures qui suivent reprennent ces valeurs et présentent l'agencement des réseaux trophiques en fonction des valeurs de ratio isotopiques mesurées. La filandre à obione de la baie du Mont St Michel est, rappelons-le, considérée comme exempte d'impact et présentant une végétation « naturelle » (Fig. 4).

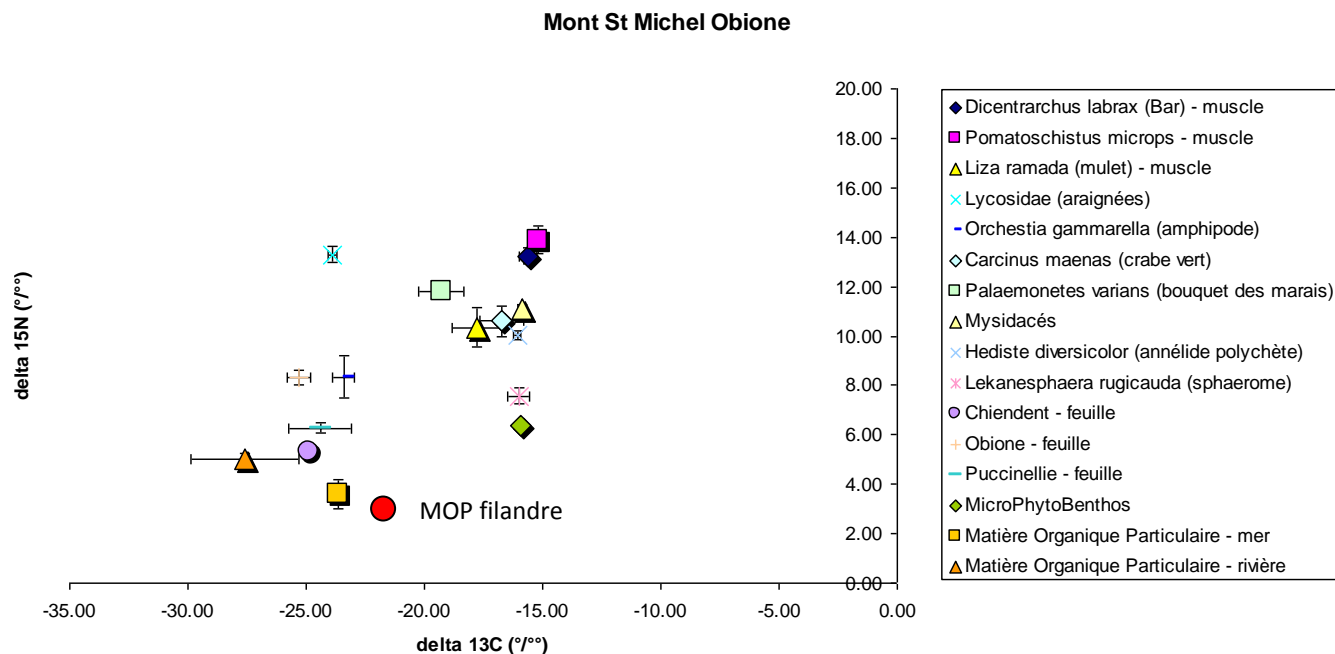


Figure VI.33 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par l'obione en baie du Mont St Michel.

Cette figure distingue deux réseaux trophiques parallèles, l'un terrestre sur la gauche et l'autre marin sur la droite. Le réseau «terrestre » dont les signatures des sources sont relativement proches (obione, puccinellie et chiendent : plantes halophiles en C3 appauvries en $\delta^{13}\text{C}$), est susceptible d'alimenter des consommateurs primaires malheureusement non échantillonnés sur cette zone. Les consommateurs secondaires représentés par les araignées errantes de la famille des *lycosidae* dont les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont particulièrement faibles et alignées avec celles des sources terrestres (plantes supérieures halophiles). Il est cependant probable que ces araignées se nourrissent en partie d'*Orchestia gammarella*, détritivore et dont les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont clairement liées aux sources d'origines terrestres. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (8.34‰) pour *Orchestia* indiqueraient une consommation des plantes sources mais en décomposition (la dégradation entraîne des modifications des valeurs de ratios isotopiques, Benner et al. 1987, Riera et al. 1999).

Le réseau marin quant à lui présente une base enrichie en $\delta^{13}\text{C}$ notamment avec pour source le microphytobenthos alimentant un cortège de consommateurs primaires et secondaires comme *Hediste diversicolor*, les mysidacés, les jeunes bars et les gobies (*P. microps*).

Le lien entre ces deux réseaux est évident à travers des consommateurs présentant des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ intermédiaires (bouquet, mullet, crabe vert) qui s'alimentent en toute vraisemblance sur des mélanges de microphytobenthos, de détritus et de MOP d'origines diverses. Notons les valeurs appauvries en $\delta^{15}\text{N}$ de *Hediste diversicolor* connue pour être prédatrice mais ayant plutôt ici un statut de détritivore en accord avec les travaux de Créach et al. 1997. De façon étonnante et contrairement à la littérature, *Orchestia gammarella* ne semble pas rentrer dans le régime alimentaire des bars et des gobies du fait de leurs valeurs appauvries en $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$.

Aucune zone à obione n'a pu être échantillonnée en baie de Seine. Nous pouvons cependant comparer cette situation naturelle avec les zones à chiendent sur la Grande filandre (Fig. 5) située à un niveau bathymétrique plus élevé et la zone à puccinellie sur Harle (Fig. 6), toutes deux étant également considérées comme « naturelles » non perturbées.

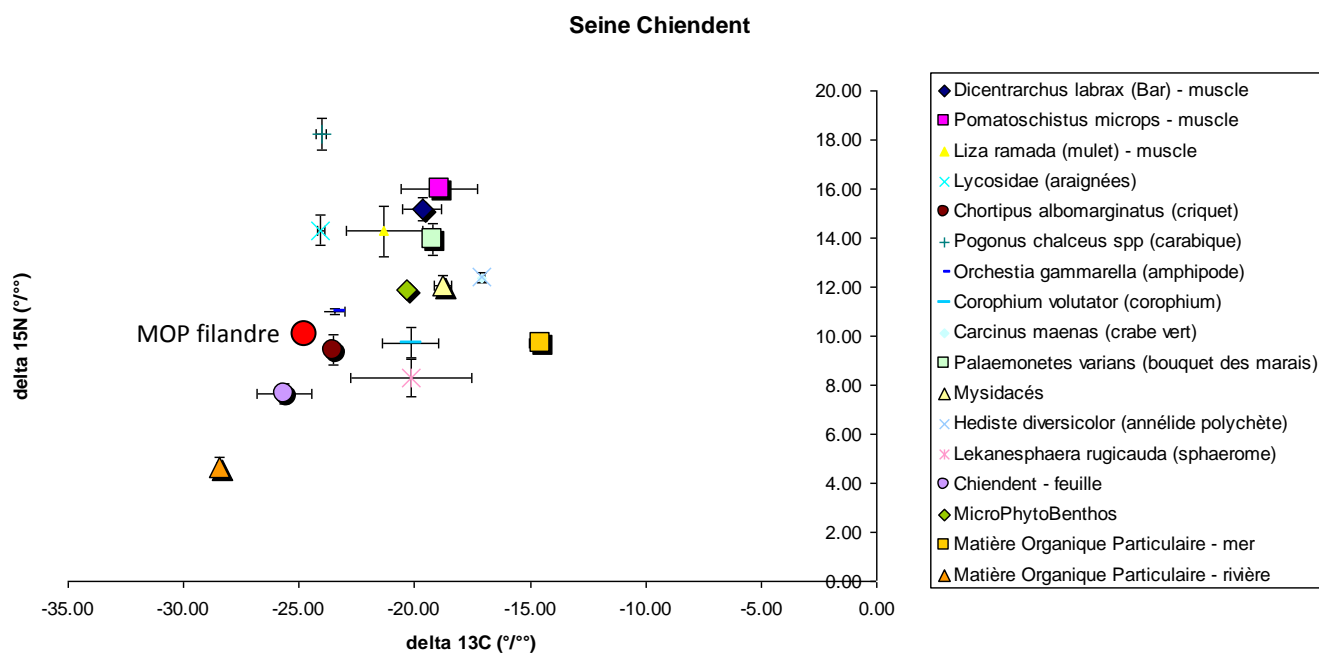


Figure VI.34 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le chiendent en baie de Seine.

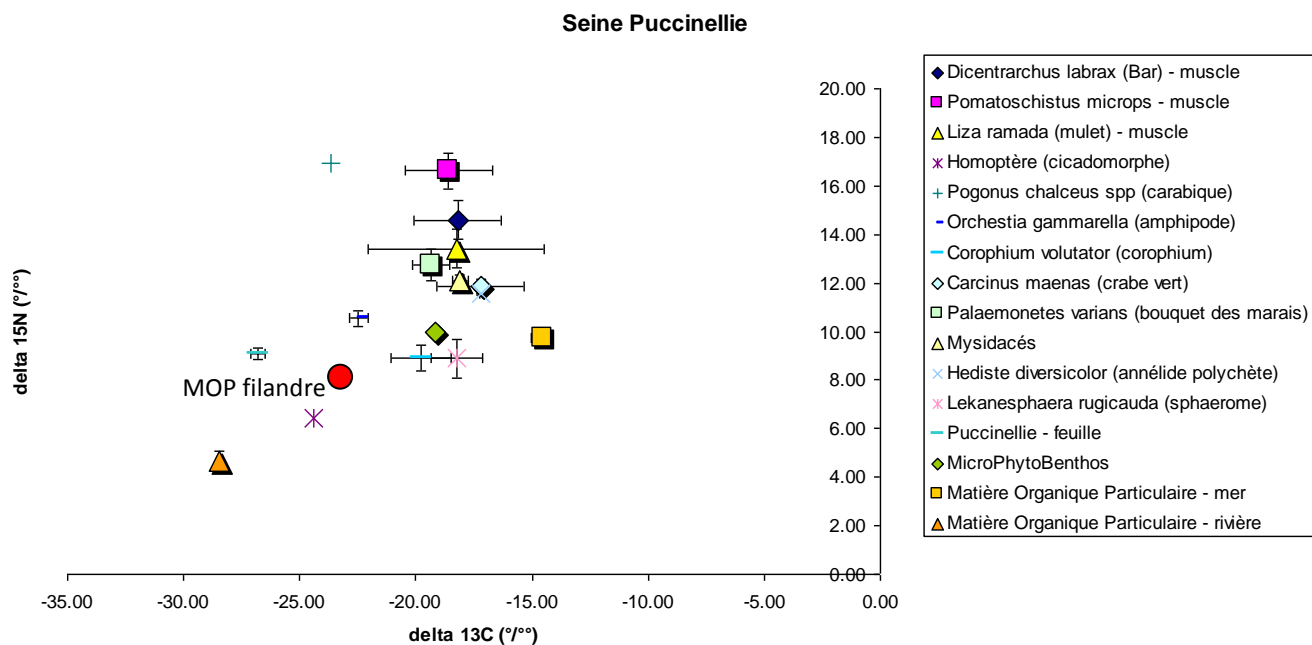


Figure VI.35 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par la puccinellie en baie de Seine.

En baie de Seine, tant en zone à chiendent qu'en zone à puccinellie, le réseau terrestre se distingue du réseau marin comme en baie du Mont St Michel en zone à obione (Fig. 4). Le chiendent semble alimenter les consommateurs primaires phytophages (criquet) eux même potentiellement consommés par les araignées Lycosidae et les carabiques prédateurs du genre *Pogonus* dont la signature en $\delta^{15}\text{N}$ est très élevée (18.23 et 16.93‰ pour le chiendent et la puccinellie respectivement). Côté marin, nous retrouvons la même architecture de réseau que celle décrite en baie du mont St Michel avec comme source le microphytobenthos et la MOP marine étant très enrichie en $\delta^{13}\text{C}$. Le mélange des deux MOP (MOP rivière + MOP mer) peut expliquer les valeurs de la MOP de l'eau des filandres expliquant en partie le décalage du réseau « marin » enrichi en $\delta^{13}\text{C}$. Ceci n'explique cependant pas la position des détritivores (sphaeromes et corophiums) dont les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (entre 8 et 9 ‰) sont faibles compte tenu des sources mesurées tant sur puccinellie que sur chiendent. Là encore, les processus de dégradations modifient les valeurs de ratio isotopiques et sont peut-être responsables de ces décalages. La question se pose également pour les ciccadomorphes (phytophages) dont la signature en $\delta^{15}\text{N}$ est en dessous de celles des plantes sources. Les poissons, comme observé en baie du mont St Michel sont clairement positionnés en haut de chaîne alimentaire, probablement sur *Orchestia gammarella*, qui, contrairement à ce qui est observé en baie du Mont St Michel, ont une position qui semble faire le lien entre les réseaux d'origine terrestre et marine, au même titre que les détritivores et limnivores (bouquets, mysidacés, mullets, crabe verts). Notons que les sphaeromes et les corophiums ont une signature appauvrie en $\delta^{15}\text{N}$ indiquant un probable régime détritivore sur des végétaux terrestres et sans consommation de microphytobenthos.

S'il n'y a pas de pâturage sur les zones échantillonnées en baie de Seine, il est à l'inverse très présent en baie du Mont St Michel et se caractérise par un remplacement de l'obione par la puccinellie. Il nous est paru intéressant de comparer cette situation perturbée avec celle, de présence naturelle de l'espèce, en baie de Seine (Fig. 6 et 7).

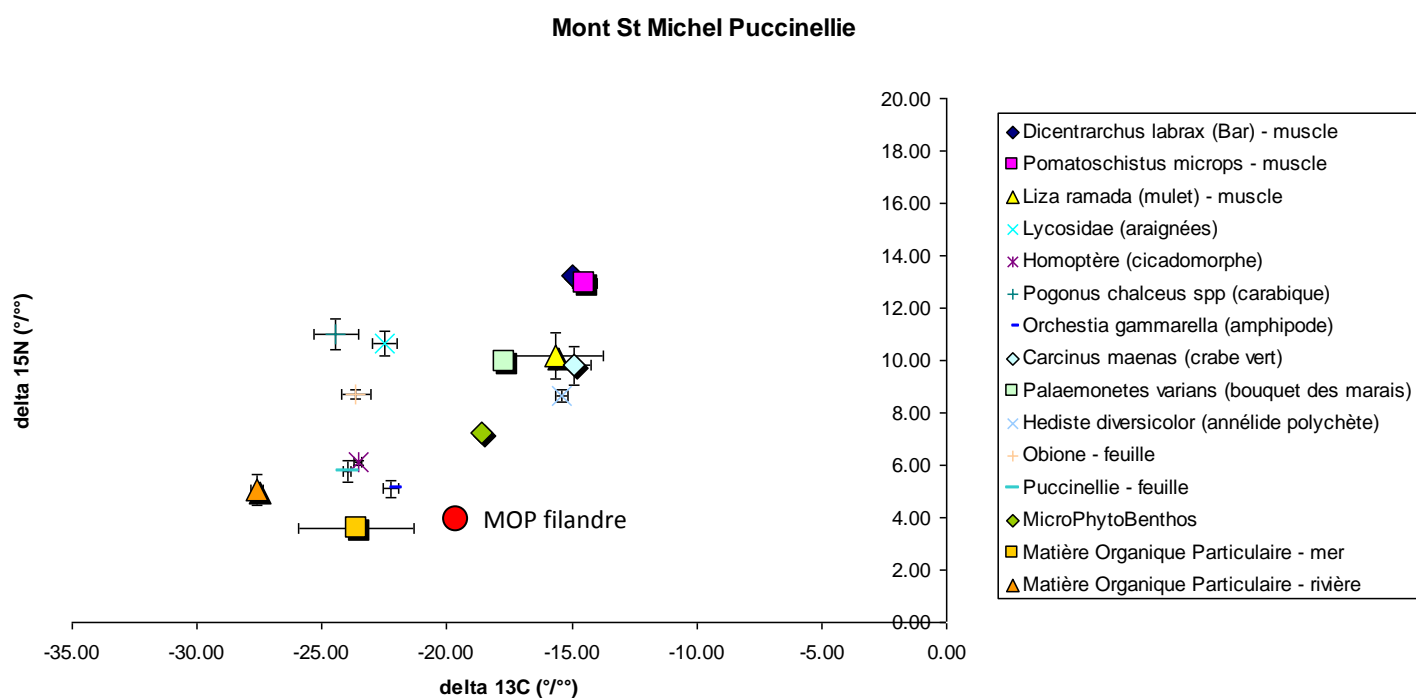


Figure VI.36 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par la puccinellie en baie du Mont St Michel.

Les réseaux terrestre et marin sont toujours relativement bien séparés à leur base par des sources bien distinctes sur l'échelle des ratios isotopiques du carbone. Comme observé en baie de Seine les cicadomorphes (phytophages) ne semblent pas se nourrir sur les sources échantillonnées, leurs valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ étant plus faibles que celles de l'obione ou la puccinellie (de l'ordre de 6‰). Les deux prédateurs « terrestres » (lycosidae et carabique) montrent par contre des valeurs en $\delta^{15}\text{N}$ appauvries en baie du Mont St Michel par rapport à celles de la baie de Seine (autour de 11‰ en baie du Mont St Michel et 17‰ en baie de Seine pour les carabiques, les lycoses n'ayant pas été échantillonnées en baie de Seine). La position centrale d'*Orchestia gammarella* observée jusqu'à présent en baie de Seine est là encore moins forte en baie du mont St Michel, ceci est d'autant plus fort que l'on observe en plus un appauvrissement de la signature de cette espèce en $\delta^{15}\text{N}$ d'environ 3‰ comparée à la situation avec l'Obione. Cette observation renforce l'absence de cette espèce dans le régime alimentaire des bars et gobies en baie du Mont St Michel, alors qu'il est tout à fait possible qu'elle le soit en baie de Seine. Concernant les poissons et les consommateurs invertébrés, les valeurs et l'organisation du réseau sont très proches de ceux observés jusqu'à maintenant quelle que soit la baie.

Il est cependant intéressant de noter également un appauvrissement en $\delta^{15}\text{N}$ d'environ 2‰ pour l'ensemble du réseau pour la Baie du Mont St Michel (obione et puccinellie) comparée à la baie de Seine (chiendent et puccinellie). Ceci peut-être à mettre en lien avec l'appauvrissement observé dans cette baie de la MOP marine tant en $\delta^{15}\text{N}$ qu'en $\delta^{13}\text{C}$ entraînant avec elle la MOP de la filandre. Ceci est peut-être le signe d'une plus forte influence marine des filandres de la baie de Seine que celle observée en baie du Mont St Michel, résultat à mettre en relation avec le niveau de rapprochement des réseaux marin et terrestre.

Pour terminer, nous nous attacherons à comparer des filandres « perturbées » du fait de la présence d'espèces envahissantes comme le phragmite en baie de Seine et le chiendent en baie du Mont St Michel (Fig. 8 et 9).

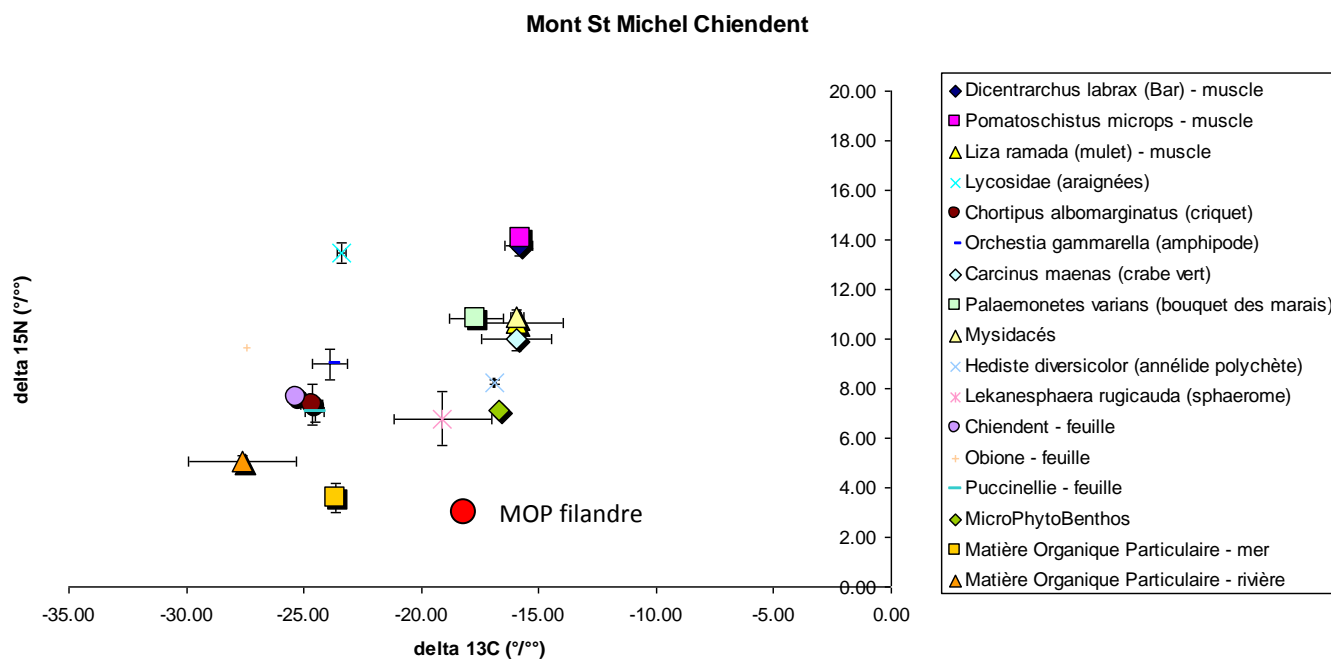


Figure VI.37 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le chiendent en baie du Mont St Michel.

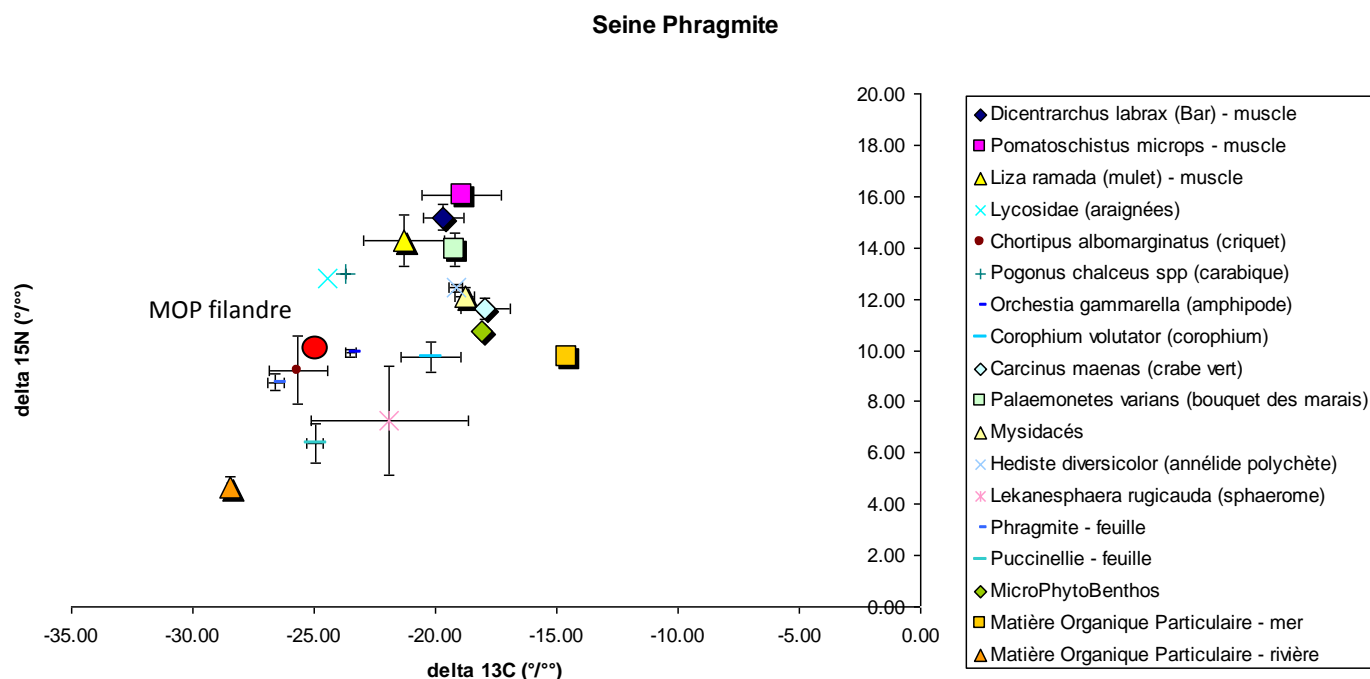


Figure VI.38 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le phragmite en baie de Seine.

Nous retrouvons dans ces deux cas perturbés la même organisation des réseaux trophiques à partir des sources marines et terrestres. Encore une fois, ce sont les positions de la MOP marine et par conséquent de la MOP filandre qui diffèrent fortement entre la baie de Seine et la Baie du Mont St Michel sans vraiment de conséquences sur les maillons supérieurs. Il est intéressant de voir que les plantes envahissantes ne sont pas consommées par les criquets, ils ne sont pas non plus les proies des prédateurs supérieurs des araignées et carabiques plus susceptibles de consommer *Orchestia gammarella*. Concernant les poissons, ce sont les mysidacés qui semblent être la proie principale des bars et des gobies et potentiellement aussi les annélides pour le bar. *Orchestia gammarella* semble être exclu des proies du gobie et du bar compte tenu de sa signature appauvrie en $\delta^{13}\text{C}$ en baie du mont St Michel, ce qui n'est pas le cas en baie de Seine.

VI.4. Discussion

VI.4.1. Typologie des assemblages d'espèces dans les filandres de l'estuaire de la Seine

Les filandres de l'estuaire moyen de la Seine font l'objet de conditions hydrologiques variables à relier à leur positionnement longitudinal en bordure du fleuve. Le premier objectif de cette étude, qui consistait à analyser l'existence possible de différents assemblages espèces en lien avec la variabilité des conditions environnementales est atteint. En condition estivale et sur la base d'un jeu de données intégrant la variabilité interannuelle, deux grands ensembles sont mis en évidence qui distinguent les filandres de la Grande Vasière Nord en aval du Pont de Normandie et les espèces d'origine marine d'une part, des filandres situées plus en amont en bordure immédiate du chenal principal avec l'abondance accrue d'amphihalins et de poissons d'eau douce d'autre part. Il est logique que l'on retrouve ici l'influence classique de la salinité en tant que facteur structurant la répartition spatiale des poissons, signifiant ainsi que toutes les filandres de l'estuaire moyen de la Seine n'ont pas exactement la même fonctionnalité potentielle vis-à-vis de l'ichtyofaune. L'élément plus original qui se dégage de ce travail met en lumière l'effet de la variabilité intra-filandre des conditions hydrologiques sur les assemblages d'espèces selon deux sources de résultats différentes à savoir un jeu de données pré existant (2002-2004) favorisant la variabilité spatiale et inter annuelle des informations, auquel s'ajoute le jeu de données issus de cette étude sur un nombre restreint de filandres mais qui couvre l'ensemble des saisons. Il en ressort que les mécanismes de répartition spatiale des poissons sont d'autant plus complexes qu'ils font intervenir l'effet longitudinal du gradient de salinité, auquel s'ajoute celui du gradient latéral « embouchure de filandre – tête de filandre » que l'on observe de façon plus ou moins marquée dans la quasi-totalité des filandres de l'estuaire moyen, y compris dans des filandres dites « perchées » c'est-à-dire dont l'embouchure dans le fleuve se situe à une cote topographique élevée.

L'approche typologique qui a été conduite doit toutefois être relativisée et considérée avec prudence de par un ensemble de limites liées à la méthodologie retenue.

L'hétérogénéité du jeu de données, acquises dans des contextes d'étude distinctes, constitue le premier biais à relier au nombre très variable d'échantillons par filandre. En effet, la rive sud de l'estuaire fait l'objet d'éléments ponctuels de connaissances, dont la fréquence d'échantillonnage est faible comparativement aux filandres de la rive nord. A ceci s'ajoute la variabilité interannuelle des données, certaines filandres étant suivies de 2002 à 2004 (Vasière Artificielle, Filandre Harle) mais d'autres seulement en 2002 et 2003 (Tignol) ou 2002 et/ou 2004 (rive sud). Au cours de l'ensemble des 3 années prises en compte, l'abondance de certaines espèces (i.e. éperlan), est tout d'abord très faible (2002) puis augmente très fortement (2003 et 2004). Cette espèce est donc sur représentée sur les filandres ayant été échantillonnées seulement en 2004 (Risle) en comparaison avec les sites échantillonnés au cours des trois années.

Les limites inhérentes à la technique d'échantillonnage sont également à considérer, surtout lorsque l'on cherche à comparer des filandres n'ayant pas forcément les mêmes caractéristiques dimensionnelles. A l'échelle d'une filandre, la variabilité des assemblages d'espèces est d'autant plus difficile à évaluer que la largeur de l'axe central est élevée (supérieure à 15m), comme l'on montré les essais menés par la CSLN dans le cadre du projet *Colmatage*. Pour cette raison la comparaison de filandres est d'autant plus approximative que l'échantillonnage par piège n'est pas standardisé à une certaine largeur de chenal ou bras, mais rapporté à un temps de pêche.

Il ressort néanmoins des résultats obtenus que les caractéristiques hydrologiques et bathymétriques sur les stations de pêche constituent deux facteurs essentiels qui, en condition estivale, déterminent en premier lieu les assemblages d'espèces rencontrés. Considérées en tant qu'interface entre des milieux aquatiques très différents, les filandres font l'objet de flux de poissons circulant entre le marais salé et le fleuve. Ces flux varient au cours du temps et le niveau d'organisation des assemblages d'espèces s'avère plus ou moins élevé au cours des saisons. A la lumière des résultats obtenus en estuaire de Seine et en Baie du Mont St Michel, la période hivernale fait l'objet d'un faible niveau d'organisation à relier aux abondances globalement les plus faibles de l'année. En revanche la structuration spatiale des espèces est nettement plus contrastée en été lorsque certaines espèces atteignent leur pic d'abondance annuelle sur ce type d'habitat. C'est donc à cette période que la fonctionnalité maximale des filandres peut être déterminée et que la caractérisation d'une typologie fonctionnelle s'avère par conséquent la plus pertinente, que ce soit à l'échelle d'un estuaire ou bien dans une approche comparative inter estuaire. La période printanière semble peu propice à ce genre de démarche en raison de la petite taille des poissons nouvellement recrutés. Les post-larves en provenance de la mer colonisent probablement le chenal de la Seine en premier lieu, car c'est de lui que provient le « signal » biochimique. Elles pénètrent probablement assez loin à l'intérieur de l'estuaire, se déplaçant plus ou moins passivement avec les courants de marée. Leur répartition semble plus homogène à cette saison et c'est seulement au début de l'été, lorsque les jeunes acquièrent une capacité de nage suffisante que certains habitats sont activement colonisés à des fins de refuge et d'optimisation de la croissance, (i.e. phase de sédentarisation pour certains poissons plats comme la sole commune), c'est-à-dire pour assurer la meilleure fitness.

Cette phase de colonisation active des habitats essentiels conduit à mettre l'accent sur l'importance des connexions entre les habitats estuariens. A l'échelle d'une filandre, la connexion au débouché requière une attention particulière notamment au travers de caractéristiques dimensionnelles telle que la cote bathymétrique du seuil de contact avec le fleuve. Ce paramètre détermine en effet partiellement les gradients de salinité et la stratification plus ou moins marquée de la masse d'eau à l'intérieur d'une filandre à pleine mer (i.e. Tignol), conditionnant ainsi la structuration spatiale intra filandre des assemblages d'espèces.

Le caractère temporaire de la mise en eau des filandres conduit également à se poser la question de la distance « fonctionnelle » qui sépare cet habitat lorsqu'il est exploitable par les poissons, de celle d'autres habitats utilisés dès lors qu'il n'y a plus d'eau dans la filandre. Les caractéristiques des seuils de connexion des filandres avec le fleuve prennent alors toute leur importance car en condition de morte-eau, les zones proches du débouché peuvent constituer un refuge immédiatement dans la continuité de la filandre. Vu sous cet angle, force est de constater la grande disparité des situations existantes et seulement deux filandres peuvent être colonisées durant toute la marée en morte-eau (coef < 75) puisqu'elles conservent une zone de refuge à basse mer : la Vasière artificielle et la Crique à Tignol. En situation de basse mer, deux cas de figure peuvent être distingués au débouché des filandres de l'estuaire moyen de la Seine à savoir i) l'environnement du chenal central (forts courants, digues), ii) la Fosse Nord où une zone d'eau calme persiste à basse mer en aval du Pont de Normandie. Il importe par conséquent de resituer les résultats obtenus pour une filandre dans un contexte hydromorphologique plus vaste. Ainsi les observations faites au niveau de la Grande Vasière sont à mettre en perspective avec le fonctionnement de la Fosse Nord et de sa compartimentation relative par rapport à l'axe central du fleuve. C'est en revanche la connexion directe à l'axe du fleuve (ou de la Risle) qui caractérise les filandres plus à l'amont à partir la Vasière artificielle, à laquelle s'ajoute la proximité immédiate du chenal de navigation pour les filandres de la rive sud.

Le second objectif de cette étude était d'affiner l'approche typologique en incorporant une nouvelle filandre non étudiée au cours de la période 2002-2004 : la Grande Filandre. Les six campagnes de pêche menées dans le cadre de ce projet montrent cette filandre s'apparente aux filandres polyhalines de la Grande Vasière. Cette classification reste toutefois assez fragile car les filandres plus en amont n'ont pas été incorporées aux nouvelles campagnes d'échantillonnage de 2010-11. Cette filandre peut par ailleurs faire l'objet de gradients de salinité importants entre ses pôles amont et aval (données CSLN). Le pôle amont n'ayant pas été échantillonné, il est possible que cette filandre caractérise une frontière entre les deux grands ensembles typologiques de la rive nord, avec des assemblages typiques de filandre « oligo-mésohaline » dans sa portion la plus proche de la tête de filandre tandis que ceux de la partie la plus proche du débouché sont de type « polyhalin ».

VI.IV.2. Approche comparative avec un site peu aménagé, la Baie du Mont St Michel

Cette nouvelle série d'échantillons est ensuite exploitée de façon à atteindre le troisième objectif de ce travail, à savoir une approche comparative de la fonctionnalité des filandres vis-à-vis de l'ichtyofaune.

VI.IV.2.1. Assemblages d'espèces de poissons

Le classement des espèces par guildes d'usage des habitats estuariens différencie l'estuaire de la Seine et la Baie du Mont Saint Michel. Contrairement aux filandres de la Baie du Mont St Michel, celles de l'estuaire de la Seine font apparaître des poissons d'eau douce (brèmes, perche, épinochette) et des poissons amphihalins typiques d'estuaires fortement influencés par les apports d'eau douce (flet) et/ou présents uniquement dans les grands estuaires Européens (éperlan).

La saisonnalité des abondances est marquée sur les deux systèmes, avec un maximum en condition estivale où la majeure partie des populations est constituée de stades juvéniles. Certaines espèces peuvent cependant faire l'objet de pic d'abondance en hiver (éperlan) ou de façon cyclique, au printemps puis en automne (mulet porc) ou au printemps puis en hiver (épinoche).

D'un point de vue qualitatif, les traits d'histoire de vie des principales espèces communes aux deux sites étudiés (abondance et stade auquel les espèces sont présentes), sont identiques. Ceci tend à montrer que le degré élevé d'anthropisation qui caractérise l'estuaire de la Seine (qualité d'eau et aménagements multiples), n'entrave pas le cycle de vie des espèces qui le fréquente. Au contraire, on observe même en estuaire de Seine des stades qui ne sont pas identifiés en Baie du Mont St Michel, à savoir la présence d'adultes ou sub-adultes (flet, bar) qui exploitent les filandres à des fins de nourrissage post-hivernal ou post-reproduction (flet). La raison de l'absence de ces stades dans les filandres du site Bas Normand est vraisemblablement à relier à l'altitude généralement élevée des filandres sur l'estran, ce qui n'est pas toujours le cas dans l'estuaire de la Seine. La croissance (AGR) des juvéniles ne montre pas de différence significative entre les deux sites, mais à l'exemple du bar, le séjour des YoY sur les filandres semble de moindre durée en Baie du Mt St Michel comparativement à ce qui est observé dans l'estuaire de la Seine. La variabilité de l'aire de répartition des YoY, à mettre en relation avec leur migration ontogénique vers les eaux plus profondes, limite la portée de cet indicateur.

D'un point de vue quantitatif, la variabilité intra filandre est plus élevée en Baie du Mont St Michel qu'en estuaire de Seine, à relier la morphologie des chenaux de marée qui ont été échantillonnés. Les stations de pêche les plus proches du débouché de la filandre collectent sur le site Bas Normand les poissons originaires de différents bras, ce qui n'est pas le cas en estuaire de Seine où les filandres étudiées sont peu ramifiées, voire pas du tout (Grande Filandre).

La variabilité inter estuaire fait l'objet d'un constat nuancé. On peut en effet considérer que fonctionnalité des filandres de l'estuaire de la Seine est meilleure que celle de Baie du Mt St Michel du fait de leurs meilleures conditions d'accès, c'est-à-dire plus fréquemment en raison de leur moindre hauteur topographique sur l'estran. Le temps d'exploitation y est également plus long à chaque marée en raison d'une tenue du plein (2,5 heures) qui n'existe pas en Baie du Mont St Michel.

Ceci est toutefois à relativiser car même si le filtre bathymétrique semble plus influent en Baie du Mt, St Michel, la multiplicité des filandres et les conditions plus homogènes de salinité peuvent être considérées comme étant favorables à une meilleure capacité d'accueil globale pour certaines espèces (bar, mulot) fortement dépendantes de ce type d'habitat au cours de leur cycle. La situation de la Seine est très différente, avec un important gradient de salinité et des digues qui agissent en tant que variables forçantes de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune. Pour une gamme de salinité donnée, le nombre de filandre est très réduit, expliquant peut être les fortes abondances observées, supérieures à dans certains cas à celles du site Bas Normand. En ne prenant en compte que les espèces d'origine marine, on peut considérer que l'estuaire de la Seine fait l'objet d'une moindre capacité d'accueil en terme de surfaces de filandres, auquel s'ajoute une dégradation de la connectivité entre les habitats essentiels comparativement à la Baie du Mt St Michel où les filandres sont directement connectées à de vastes zones intertidales sur lesquelles subsistent des flaques à basse mer et des zones de rétention d'eau (bâches).

VI.4.2.2 Fonctionnement trophique

L'objectif initial qui était de reconstituer les chaînes trophiques dans différents types de filandres de la baie de Seine et de les comparer à un système similaire qui est la baie du Mont St Michel est atteint. L'organisation des différents maillons de ces chaînes trophiques est remarquablement fidèle d'une baie à l'autre avec des sources d'une double origine (à la fois marine et terrestre), situation somme toute logique dans un marais salé, écosystème d'interface par définition. En effet, deux réseaux bien séparés à la base apparaissent du fait de sources très différentes : la MOP fluviale, les plantes supérieures halophiles appauvries en $\delta^{13}\text{C}$ comme l'obione, la puccinellie et le chiendent maritime d'une part, le microphytobenthos et la MOP marine d'autre part. S'en suit un agencement complexe, difficile à synthétiser, mêlant les détritiques de ces plantes supérieures et la MOP de diverses origines, l'ensemble devant influencer, en fonction de leur prépondérance, les valeurs de MOP de l'eau circulant dans les filandres. La première grande distinction entre les deux baies apparaît ici avec une signature enrichie en $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP marine en baie de Seine vis-à-vis de la baie du Mont St Michel. La signature de la MOP terrestre étant très stable entre les deux baies, ceci entraîne un décalage de la MOP de la filandre dont la signature se trouve appauvrie en $\delta^{13}\text{C}$ en baie de Seine mais également enrichie en $\delta^{15}\text{N}$. De façon remarquable ces 3 signatures sont relativement stables au sein de chaque baie quelle que soit la filandre considérée, les proportions dans le mélange des eaux et des détritiques étant donc eux-mêmes également stables. Partant de ce constat, la position de centrale de la signature de la MOP de la filandre en Baie de Seine tend à montrer une influence équivalente des eaux marines et fluviales. Cette situation est moins claire en Baie du Mont St Michel où la MOP marine semble beaucoup moins influente que la MOP fluviale (ou les détritiques) sur la MOP de la filandre.

Cette situation complexe ne semble pourtant pas avoir de profondes conséquences sur l'organisation des réseaux trophiques mais pourrait cependant être à l'origine de la différence de « mélange » entre les réseaux marins et terrestres, observée entre les deux baies. Il est en effet clair que cette séparation est plus franche en baie du Mont St Michel qu'en Baie de Seine, où les sources terrestres participent à alimenter le réseau marin de façon bien plus marquée. Cette situation contrastée sur l'absence d'influence conjuguée des sources marine et terrestres avait par ailleurs déjà été décrite à travers

l'étude de la signature isotopique de trois espèces de bivalves filtreurs en baie du Mont St Michel (Riera 2006).

A partir de ces sources, les réseaux s'organisent de part et d'autre de façon relativement classique avec les phytophages (criquets) et leurs prédateurs (araignées, carabiques) dans le réseau terrestre et ce aussi bien en baie de Seine qu'en baie du Mont St Michel. De même, les détritivores et consommateurs de microphytobenthos sont directement liés au réseau marin et consommés par les poissons. Le rapprochement des deux réseaux se fait par le biais, dans le cas des marais salés, de la présence de consommateurs primaires susceptibles de consommer à la fois des sources marines et terrestres. Cette situation met en évidence une fonction importante des marais salés qui doivent assurer le recyclage de la très forte production de matière organique (Bouchard et al. 2007). Cette optimisation et ces flux conséquents alimentent entre autre, s'ils fonctionnent correctement, une source de nourriture importante (les détritivores : amphipodes, corophiums, sphaeromes, annélides...) notamment pour les poissons et font des marais salés un habitat de nourricerie remarquable (e.g. le bar) (Laffaille...).

Comme nous l'avons déjà évoqué, les consommateurs primaires susceptibles de faire le lien entre les réseaux terrestres et marins sont donc plutôt des détritivores comme i) *Orchestia gammarella* dont la signature est résolument terrestre, ii) les corophiums à signature marine et iii) les sphaeromes visiblement opportunistes dont les signatures fluctuent entre le marin (Seine puccinellie) et le terrestre (Seine phragmite). L'orientation du réseau trophique semble s'organiser ensuite sur cette base avec une fluctuation potentielle des signatures de l'ensemble des consommateurs supérieurs qu'ils soient i) détritivores, omnivores et/ou dépositivores (*Hediste diversicolor*, bouquet, crabe, mulot) consommant potentiellement le biofilm (microphytobenthos et meiofaune) et des détritits d'origine marine ou terrestre ou ii) prédateurs (gobie, bar) qui sont connus pour s'alimenter principalement sur *Orchestia gammarella*, les mysidacés, les corophiums et plus secondairement *Hediste diversicolor* au moins en baie du Mont St Michel (Laffaille et al. 2001).

Nos résultats montrent sur cette base de connaissance des régimes alimentaires des espèces, deux situations contrastées discriminant assez bien les deux baies. En baie du Mont St Michel, le décalage observé à la base des réseaux ($\delta^{13}C$) est conservé jusqu'aux prédateurs supérieurs et les espèces comme *Orchestia gammarella* ne semblent pas rentrer de façon prépondérante dans l'alimentation des poissons et ce, dans toutes les situations testées (zones à obione, à chiendent, à puccinellie). En baie de Seine, on observe un décalage du réseau marin qui s'appauvrit progressivement en $\delta^{13}C$ au fur et à mesure que l'on franchit les échelons des consommateurs, pour se rapprocher nettement du réseau terrestre. *Orchestia gammarella* en baie de Seine semble beaucoup plus participer au réseau trophique d'origine marine et notamment auprès des poissons prédateurs (bar, gobie). Ce constat ramène aux travaux de Laffaille et al. 2005 qui ont montré combien ces proies détritivores dépendantes de végétaux terrestres étaient importantes pour la croissance des bars fréquentant la nourricerie. Cette approche était cependant essentiellement qualitative et est à relativiser compte tenu de l'accessibilité limitée dans le temps de cette ressource. Cet écart entre les baies est considérable puisque sur un an, seulement 43% des marées permettent l'accès des poissons aux filandres en baie du Mont St Michel (Laffaille et al. 2005) alors que cette valeur atteint 93% en baie de Seine (Duhamel, comm. pers. présent programme). Compte tenu de cet écart lié à la configuration des deux baies, il est tout à fait envisageable que cet écart de signatures variables entre les réseaux marins et terrestres entre les deux baies soient tout simplement lié à l'accessibilité des consommateurs marins aux ressources marines, réduites à la moitié du temps en baie du Mont St Michel et en quasi permanence en baie de Seine.

Un deuxième objectif affiché dans cette approche des réseaux trophiques par isotopie stable était de montrer d'éventuelles perturbations des réseaux trophiques en fonction des sources disponibles majoritaires et notamment les plantes supérieures halophiles : obione, puccinellie et chiendent en Baie du Mont St Michel, Puccinellie, chiendent et phragmite en baie de Seine. Rappelons que les comparaisons deux à deux ont été faites sur le statut de ces espèces au sein de chaque baie : envahissantes pour le chiendent et le phragmite, respectivement en baies du Mont St Michel et de Seine, présence naturelle pour le chiendent et la puccinellie en baie de Seine, l'obione en baie du Mont St Michel, présence de la puccinellie sous pression de pâturage en baie du Mont St Michel (cf Tab. 1). Ce deuxième objectif était basé sur des travaux antérieurs en baie du Mont St Michel montrant les conséquences du pâturage (Laffaille et al. 2000) et de l'invasion par le chiendent (Laffaille et al. 2005) sur la disponibilité en proies pour les poissons. L'approche par les réseaux trophiques ne montre malheureusement pas de différences importantes entre ces situations, que ce soit en comparaison inter ou intra baie. Plusieurs explications peuvent être évoquées. La première est le résultat fort de la présente étude isotopique à savoir une seule différence marquée au niveau de la comparaison entre les baies et susceptible de gommer des différences intra sites plus fines. Une seconde explication est l'absence de réelle ségrégation entre les signatures en $\delta^{13}\text{C}$ des différentes plantes sources qui empêche de voir d'éventuels ajustements fins sur les réseaux qui en découlent.

Références bibliographiques

- BENNER R., FOGEL M.L., SPRAGUE E.K., HODSON R.E. 1987. Depletion of ^{13}C in lignin and its implication for stable carbon isotope studies. *Nature* 329, 708-710.
- BOESCH D.F., TURNER R.E. 1984 Dependence of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. *Estuaries* 7, 460-468.
- BOUCHARD V., LEFEUVRE J.-C. 2000. Primary production and macrodetritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. *Aquatic botany* 67, 23-42.
- BRETSCH, K., ALLEN, D.M., 2006. Effects of biotic factors on depth selection by salt marsh nekton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 334 : 130-138.
- BUNN S.E., LONERAGAN N.R., KEMPSTER M.A. 1995. Effects of acid washing on stable isotope ratios of C and N in penaeid shrimp and seagrass: implications for food-web studies using multiple stable isotopes. *Limnology and Oceanography* 40, 622-625.
- CATTRISSE, A., MAKWAIA, E.S., DANKWA, H.R., HAMERLYNCK, O., HEMMINGA, M.A., 1994. Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109 : 195-208.
- CATTRISSE, A., HAMPEL, H., 2006. European intertidal marshes : a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 324 : 293-307.
- CREACH V., SCHRICKE M.T., BERTRU G. & MARIOTTI A. 1997. Stable isotopes and gut analyses to determine feeding relationships in saltmarsh macroconsumers. *Estuarine, coastal and shelf science* 44, 599-611.
- DENIRO M.J. & EPSTEIN S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506.
- DENIRO M.J. & EPSTEIN S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45, 341-351.
- DE ROTON, G., CÉLINE VIGNOT, S. DUHAMEL, A. BERNO, P. BALAY, C. HANIN, T. LEFRANÇOIS, N. RICHARD, 2008. Suivi des populations de crevettes et des ressources halieutiques dans l'estuaire de la Seine. *Rapport de synthèse annuelle – année 2008. Marché 03.008 pour le Grand Port Maritime du Havre : 125p + annexes.*
- DUHAMEL, S., DE ROTON, G., LEFRANÇOIS, T., MAYOT, S., POTEL, B., GOUNEAU, N., ET E. FEUNTEUN, 2002. Programme Seine Aval : Situation de la ressource halieutique - 2ème année d'étude dans l'estuaire moyen à marin. Composition et structuration spatio-temporelle des communautés de poissons. Etablissement du cycle biologique de la crevette grise. Première année d'étude dans l'estuaire dulçaquicole. *Rapport final programme Seine Aval – année 2002 : 46p.*
- DUHAMEL, S., POTEL, B., DE ROTON, G., 2003. Les habitats aquatiques intertidaux entre la Risle et l'Epi de la Roque : Premiers éléments sur la macrofaune benthique et le pélagos en relation avec le biotope. *Rapport CSLN/Port Autonome de Rouen marché n°33.0201009 & 33.0201073 : 39p + annexes.*
- DUHAMEL, S. DE ROTON, G., JOURDE, J., 2004. Les habitats aquatiques intertidaux entre la Risle et l'Epi de la Roque : Eléments sur la macrofaune benthique et le pélagos en relation avec le biotope – 2ème phase de l'étude. *Rapport CSLN/Port Autonome de Rouen marché n°33.0301103 : 32p + annexes.*
- HAMPLEL, H., CATTRISSE, A., ELLIOTT, M., 2005. Feeding habits of young predatory fishes in marsh creeks situated along the salinity gradient of the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. *Helgol. Mar. Res.*, 59 : 151-162.

- KEITH, P., ALLARDI, J. (Coord.), 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels*, 47 : 387 pp.
- KIMBALL, M. E., ABLE, K.W., 2007. Nekton utilization of intertidal salt marsh creeks : Tidal influences in natural *Spartina*, invasive *Phragmites*, and marshes treated for *Phragmites* removal. *Jour. of Exp. Mar. Biol. & Ecol.*, 346 : 87-101.
- KNEIB R.T. (1997). The role of tidal marsh in the ecology of estuarine nekton. *Oceanography and marine biology* 35, 163-220.
- LEITÃO, R., MARTINHO, F., NETOA, J.M., CABRAL, H., MARQUES, J.C., PARDAL, M.A., 2006. Feeding ecology, population structure and distribution of *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838) and *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) in a temperate estuary, Portugal. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 66(1-2): 231-239.
- LAFFAILLE, P., 2000. Relations entre ichtyofaune et les marais salés macrotidaux : le cas de la Baie du Mont Saint Michel. *Thèse de doctorat, Université de Rennes I*, 269p.
- LAFFAILLE P., LEFEUVRE J.-C., FEUNTEUN E. (2000). Impact of sheep grazing on juvenile sea bass, *Dicentrarchus labrax* L., in tidal salt marshes. *Biological Conservation* 96, 271-277.
- LAFFAILLE P., LEFEUVRE J.-C., SCHRICKE M.-T., FEUNTEUN E. (2001) Feeding ecology of 0-group sea bass *Dicentrarchus labrax* in salt marshes of Mont Saint-Michel bay (France). *Estuaries* 24, 116-125.
- LAFFAILLE P., PETILLON J., PARLIER E., VALERY L., YSNEL F., RADUREAU A., FEUNTEUN E., LEFEUVRE J.-C. (2005). Does the invasive plant *Elymus athericus* modify fish diet in tidal salt marshes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 739-746.
- LEGAGNEUX, P., 2001. Etude de la macrofaune des mares de chasse de l'estuaire de la Seine en relation avec l'alimentation de la spatule blanche *Platalea leucorodia* en halte migratrice prénuptiale. *Rapport de maîtrise de Biologie des Populations et des Ecosystèmes. Université de Caen* : 20p + annexes.
- LELEU, W., 2005. Etude du régime alimentaire du bar (*Dicentrarchus labrax*) groupe 0 dans différents types d'habitats de l'estuaire de la Seine. *Rapport interne CSLN* : 20p + annexes.
- MC LUSKY, D.S., 1989. The estuarine ecosystem. *Blackie & Son Ltd, Glasgow*.
- MOUNY, P., 1998. Structure spatio-temporelle du zooplankton et du suprabenthos de l'estuaire de la Seine. Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique. *Thèse de Doctorat du Muséum d'Histoire Naturelle, Paris* : 239pp + annexes.
- MORIN J., DUHAMEL S., DE ROTON G. 2010. Poissons, habitats et ressources halieutiques : cas de l'estuaire de la Seine. Programme Seine aval. Fascicule 2.5
- PATIMAR, R., NAJAFABADI, M.H., SOURAKI, M.G., 2010. Life history features of the nonindigenous three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) Linnaeus, 1758) in the Gomishan wetland (southeast Caspian Sea, Iran). *Turk J Zool* 34, 461-470.
- PIHL, L., ROSENBERG, R. 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 57 : 273-301.
- POST D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83, 703-718.
- RAU G.H., MEARNES A.J., YOUNG D.R., OLSON R.J., SCHAFER H.A., KAPLAN I.R. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology* 64, 1314-1318.

- RIERA P., STAL L.J., NIEUWENHUIZE J., RICHARD P., BLANCHARD G.F., GENTIL F. (1999). Determination of food sources for benthic invertebrates in a saltmarsh (Aiguillon Bay, France) by carbon and nitrogen stable isotopes: importance of locally produced sources. *Marine Ecology Progress Series* 187, 301-307.
- ROUNTREE R.A., ABLE K.W. (1992). Fauna of polyhaline subtidal marsh creeks in southern New Jersey : Composition, abundance and biomass. *Estuaries* 15, 171-195.
- ROZAS L.P., MC IVOR C.C., ODUM W.E. (1988). Intertidal rivulets and creekbanks : corridors between tidal creeks and marshes. *Marine Ecology Progress Series* 47, 303-307.
- ROZAS, L.P., MINELLO T.J., 1997. Estimating densities of small fishes and decapods crustaceans in shallow estuarine habitats : a review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries*, 20 : 199-213.
- ROZAS, L.P., ZIMMERMAN, R.J., 2000. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow non vegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). *Marine Ecology Progress Series* 193, 217-239.
- VALÉRY L., BOUCHARD V., LEFEUVRE J.-C. (2004). Impact of the native invasive species *Elymus athericus* on carbon pools in a salt marsh. *Wetlands* 24, 268-276.
- WEINSTEIN, M.P., BALLETO, J.H., TEAL, J.M., LUDWIG, D.F., 1997. Success criteria and adaptative management for large-scale wetland restoration project. *Wetlands Ecol. Manag.*, 4 (2) : 111-127.

Liste des figures

Figure VI.1 : Localisation des filandres de l'estuaire moyen de la Seine sélectionnées pour l'étude comparative des assemblages d'espèces de poissons au cours de la période 2002-2004.

Figure VI.2 : Positions des stations d'échantillonnage en estuaire de Seine de la macrofaune benthique (transects) et de l'ichtyofaune dans la filandre Harle et dans la Grande filandre en 2010-2011.

Figure VI.3 : Positions des stations d'échantillonnage en Baie du Mont-Saint Michel en 2010-2011 pour l'approche comparative des réseaux trophiques ainsi que pour les échantillons destinés à la comparaison des assemblages d'espèces de poissons.

Figure VI.4 : Emplacement des zones d'échantillonnage pour l'étude des réseaux trophiques dans l'estuaire de la Seine.

Figure VI.5 : Organisation théorique des maillons des réseaux trophiques échantillonnés dans les filandres étudiées en baie de Seine et du Mont Saint-Michel.

Figure VI.6. : Evolution mensuelle entre mai et juin de la contribution (%) des principaux taxons aux CPUE numériques.

Figure VI.7. : Evolution mensuelle de mai à septembre des CPUE numériques des huit principaux taxons de l'ichtyofaune des filandres de l'estuaire moyen de la Seine.

Figure VI.8 : Représentation des observations par code couleur selon les mois (mai à septembre) et des barycentres pour chaque mois (A) et cercle de corrélation des variables (espèces) sur les deux premiers axes de l'AFD réalisée sur les 94 échantillons de poissons collectés entre 2002 et 2004 dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine.

Figure VI.9 : Représentation de l'AFD des 57 observations en condition estivale regroupées par couleur selon les sites de pêche et des barycentres pour chaque site ; cercle de corrélation des variables sur les deux premiers axes de l'AFD (A). Même analyse de juillet à septembre sans prendre en compte les filandres de la rive droite de la Risle (B).

Figure VI.10 : Caractérisation des niveaux de richesse spécifique, fréquence d'occurrence, abondances numériques au sein des différents types d'assemblages d'espèces identifiés dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine et résultats des tests non paramétriques de Kruskal Wallis pour comparer les CPUE des guildes de poissons d'eau douce et celles des poissons d'origine marine.

Figure VI.12 : CPUE moyennes (ind.h^{-1}) des principales espèces pour les mois de mai-juin (à gauche) et juillet à septembre.

Figure VI.13 : Représentation de l'AFD des 33 observations en condition printanière regroupées par couleur selon les sites de pêche et des barycentres pour chaque site ; cercle de corrélation des variables (à droite) sur les deux premiers axes de l'AFD (% de discrimination totale).

Figure VI.14 : Représentation de l'ACP des 57 observations estivales regroupées par couleur selon les sites de pêche et positionnement des variables supplémentaires (CPUE numériques des espèces) (A) et cercle de corrélation sur les deux premiers axes des variables environnementales (B).

Figure VI.15 : Représentation de l'ACP des 33 observations printanières regroupées par couleur selon les sites de pêche et positionnement des variables supplémentaires (A) et cercle de corrélation sur les deux premiers axes des variables environnementales (B).

Figure VI. 16 : Résultats de la régression non paramétrique (méthode de Lowess) pour les principales espèces de poissons dans les filandres en condition estivale (juillet-septembre) entre 2002 et 2004.

Figure VI. 17 : Résultats de la régression non paramétrique (méthode de Lowess) pour les principales espèces de poissons dans les filandres en condition printanière et estivale (mai-septembre) entre 2002 et 2004 ($N = 94$), auxquelles sont ajoutées les données estivales issues de cette étude ($N \text{ total} = 110$).

Figure VI.18 : Evolution temporelle des paramètres hydrologiques enregistrés entre mai 2010 et mars 2011 dans les filandre « Harle » et « Grande Filandre » sur la vasière Nord de l'estuaire de la Seine.

Figure VI.19 : Représentation sur les axes 1 et 2 de l'AFC basée sur les CPUE numériques normalisées des principales espèces de l'ichtyofaune des filandres « Harle » et « Grande Filandre » entre mai 2010 et mars 2011.

Figure VI.20 : Evolution temporelle de la richesse spécifique de l'ichtyofaune échantillonnée de façon synchrone (2010-2011) dans deux filandres dans l'estuaire de la Seine et en Baie du Mont St Michel.

Figure VI.21 : Evolution temporelle des abondances numériques de l'ichtyofaune échantillonnée de façon synchrone (2010-2011) dans deux filandres dans l'estuaire de la Seine et en Baie du Mont St Michel.

Figure VI.22 : Comparaison des CPUE numériques mensuelles des principales espèces de l'ichtyofaune issue des filandres de l'estuaire de la Seine et de la Baie du Mont St Michel.

Figure VI.23 : Représentation sur les axes 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondances (AFC) basée sur les CPUE numériques normalisées des principales espèces de l'ichtyofaune ($F > 25\%$) des filandres de l'estuaire de la Seine et de la Baie du Mont St Michel.

Figure VI.24 : Comparaison de la composition de l'ichtyofaune entre les filandres de l'estuaire de la Seine et celles de la Baie du Mont St Michel au sein des quatre groupes issus de la classification ascendante hiérarchique sur les données de CPUE numériques.

Figure VI.25 : Comparaison inter-site de la richesse spécifique intra-filandre entre la station de pêche située vers la tête de filandre (amont) et celui le plus proche du débouché (aval).

Figure VI.26 : Comparaison inter-site de l'abondance numérique ($CPUE\ ind.h^{-1}$) intra-filandre entre la station de pêche située vers la tête de filandre (amont) et celui le plus proche du débouché (aval).

Figure VI.27 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle des histogrammes de répartition des effectifs en classe de taille du mulot porc.

Figure VI.28 : Evolution comparée entre l'estuaire de la Seine et la Baie du Mont St Michel de la taille moyenne des juvéniles de mulot porc à partir du 1^{er} mai (jours Juliens).

Figure VI.29 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle des histogrammes de répartition des effectifs en classe de taille du bar commun.

Figure VI.30 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle des histogrammes de répartition des effectifs en classe de taille de l'épinoche.

Figure VI.31 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle des histogrammes de répartition des effectifs en classes de taille du gobie tacheté.

Figure VI.32 : Comparaison inter site de l'évolution temporelle des histogrammes de répartition des effectifs en classes de taille des Clupeidae juvéniles.

Figure VI.33 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par l'obione en baie du Mont St Michel.

Figure VI.34 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le chiendent en baie de Seine.

Figure VI.35 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par la puccinellie en baie de Seine.

Figure VI.36 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par la puccinellie en baie du Mont St Michel.

Figure VI.37 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le chiendent en baie du Mont St Michel.

Figure VI.38 : Représentation des valeurs moyennes (\pm sd) de ratios isotopiques du carbone et de l'azote pour les maillons majeurs du réseau trophique d'une filandre bordée par le phragmite en baie de Seine.

Liste des tableaux

Tableau VI.1 : Dénomination usuelle et localisation des filandres retenues pour l'approche typologique dans l'estuaire moyen de la Seine

Tableau VI.2 : Récapitulatif du nombre d'échantillons collectés dans l'estuaire de la Seine entre 2002 et 2004 sur les cinq secteurs d'échantillonnage destinés à l'étude typologique des assemblages d'espèces.

Tableau VI.3 : Récapitulatif du nombre d'échantillons collectés entre 2010 et 2011 simultanément dans l'estuaire de la Seine et la Baie du Mont Saint Michel sur les filandres destinées à la comparaison des assemblages d'espèces

Tableau VI.4 : Catégorisation des sites de prélèvement d'échantillons pour l'isotopie stable.

Tableau VI.5 : Quantité de matière à encapsuler par type de tissu pour être détectable par le spectromètre.

Tableau VI.6 : Récapitulatif des CPUE moyennes (ind.h⁻¹) par espèce sur les 12 stations de pêche dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine au cours de la période mai-septembre des années 2002 à 2004.

Tableau VI.7 : Résultats des tests non paramétriques de Kruskal Wallis pour comparer les CPUE des principales espèces de poissons entre les différents types d'assemblage.

Tableau VI.8 : Description synthétique des trois types d'assemblage d'espèces identifiés dans les filandres de l'estuaire moyen de la Seine selon leur liste faunistique, le degré de constance des espèces et leur rang au sein des effectifs.

Tableau VI.9 : Matrice de corrélation de rang de Spearman issue des 57 observations estivales pour les principales espèces ($F > 25\%$) et trois variables environnementales quantitatives caractérisant la station de pêche (cote bathymétrique année 2004 et salinité enregistrée au moment de la pêche) ainsi que le seuil bathymétrique d'accès à la filandre (Cote débouché – année 2004).

Tableau VI.10 : Matrice de corrélation de rang de Spearman issue des 33 observations printanières pour les principales espèces ($F > 25\%$) et trois variables environnementales quantitatives caractérisant la station de pêche (cote bathymétrique et salinité enregistrée au moment de la pêche) ainsi que le seuil bathymétrique d'accès à la filandre (Cote débouché).

Tableau VI.11 : Liste des espèces de poissons, abondances numériques moyennes (CPUE ind.h⁻¹), écart-type et fréquence d'occurrence F, capturés dans les filandres l'estuaire de la Seine et en Baie du Mont St Michel entre mai 2010 et mars 2011.

Tableau VI.12 : Résultat des tests d'Anova non paramétrique (KW) sur les CPUE numériques par saison

Tableau VI.13 : Comparaison inter site des tailles moyennes du mulot porc (*Liza ramada*) au mois de mai, juillet, septembre et novembre.

Tableau VI.14 : Comparaison inter site des tailles moyennes des YoY de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) au mois de juillet, septembre et novembre.

Tableau VI.15 : Valeurs des rations isotopiques de l'azote (δN (‰)) et du carbone (δC (‰)) pour les principaux maillons des réseaux trophiques étudiés en baie du Mont St Michel. Il s'agit de moyennes (avec une erreur standard, sd) calculées sur le nombre de réplicats effectués (n).

Tableau VI.16 : Valeurs des rations isotopiques de l'azote (δN (‰)) et du carbone (δC (‰)) pour les principaux maillons des réseaux trophiques étudiés en baie de Seine. Il s'agit de moyennes (avec une erreur standard, sd) calculées sur le nombre de réplicats effectués (n).

