



*Nucella lapillus, une nouvelle sentinelle au service du RNO*



## Surveillance du Milieu Marin

Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

Edition 2004

1974 - 2004  
30 ans de surveillance  
du milieu marin



## SOMMAIRES DES EDITIONS PRECEDENTES

Des copies des millésimes épuisés sont disponibles sur demande

Les éditions marquées **W** sont téléchargeables à l'adresse :  
<http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/rnoplus.htm>

- 1988**  
(épuisé) LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
NIVEAUX ET TENDANCES DES PARAMETRES PRIORITAIRES  
GROS PLAN SUR LES NITRATES EN RADE DE BREST
- 1989-1990** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
NIVEAUX ET TENDANCES DES PARAMETRES PRIORITAIRES (suite)  
GROS PLAN SUR LA SURVEILLANCE DES EFFETS BIOLOGIQUES
- 1991** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
TENDANCES DES POLLUANTS DANS LA MATIERE VIVANTE  
GROS PLAN SUR LA SURVEILLANCE MICROBIOLOGIQUE ET PHYTOPLANCTONIQUE
- 1992-1993** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
SURVEILLANCE DES ELEMENTS NUTRITIFS ET DE LA CHLOROPHYLLE  
QUALITE DU MILIEU MARIN LITTORAL : UNE SYNTHESE
- 1994** **W** (épuisé) LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
SURVEILLANCE DES EFFETS BIOLOGIQUES PAR LA MESURE DE L'ACTIVITE ENZYMATIQUE EROD  
L'ARSENIC ET LE CHROME DANS LES COQUILLAGES
- 1995** **W** (épuisé) LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
LES CONTAMINANTS DANS LA MATIERE VIVANTE + POSTER CENTRAL  
LES METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DE LA BAI E DE SEINE (CAMPAGNE 1993)
- 1996** **W** (épuisé) LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
LE MACROBENTHOS MARIN : TEMOIN DES VARIATIONS DE L'ENVIRONNEMENT COTIER  
LA SURVEILLANCE DES CONTAMINANTS DANS LA MATIERE VIVANTE : COMPARAISON FRANCE / ETATS-UNIS
- 1997** **W** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
QUADRIGE, UNE BASE DE DONNEES POUR L'ENVIRONNEMENT LITTORAL
- 1998** **W** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
LES CONTAMINANTS CHIMIQUES DANS LES SEDIMENTS DU LITTORAL MEDITERRANEEN
- 1999** **W** EDITORIAL : 25 ANS DE SURVEILLANCE RNO  
LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
LE METHYLMERCURE DANS LES MOLLUSQUES DU LITTORAL FRANCAIS  
LE TRIBUTYL ETAIN (TBT) DANS LES SEDIMENTS DES ETANGS LITTORAUX MEDITERRANEENS  
INDEX DES SUJETS TRAITES DEPUIS 1988
- 2000** **W** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
TENDANCES TEMPORELLES DES TENEURS EN CONTAMINANTS DANS LES MOLLUSQUES DU LITTORAL FRANÇAIS
- 2001** **W** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
L'ARGENT, LE COBALT, LE NICKEL ET LE VANADIUM DANS LES MOLLUSQUES DU LITTORAL FRANÇAIS  
LES CAROTTES SEDIMENTAIRES, MEMOIRE DE LA CONTAMINATION
- 2002** **W** LE RNO : PROGRAMMES ACTUELS  
LES POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB) DANS L'ENVIRONNEMENT LITTORAL  
UTILISATION DES DONNEES DU RNO DANS LE CADRE DU NAUFRAGE DE L'ERIKA
- 2003** **W** LE RNO : PRESENTATION GENERALE  
SURVEILLANCE DES ELEMENTS NUTRITIFS DANS L'EAU DE MER DE 1985 A 2003, BILAN ET PERSPECTIVES  
LE RNO AUX ANTI LLES (HYDROLOGIE)

**En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce bulletin, il doit être cité sous la forme suivante :**

RNO 2004.- Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 2004. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.  
ISSN 1620-1124

# Surveillance du milieu marin

## TRAVAUX DU RNO

Edition 2004

### Sommaire

1

Page 3 LE RNO : PRESENTATION GENERALE

2

Page 11 UN BIOINDICATEUR SPECIFIQUE DE LA  
CONTAMINATION PAR LE TBT : L'IMPOSEX  
CHEZ *NUCELLA LAPILLUS*

3

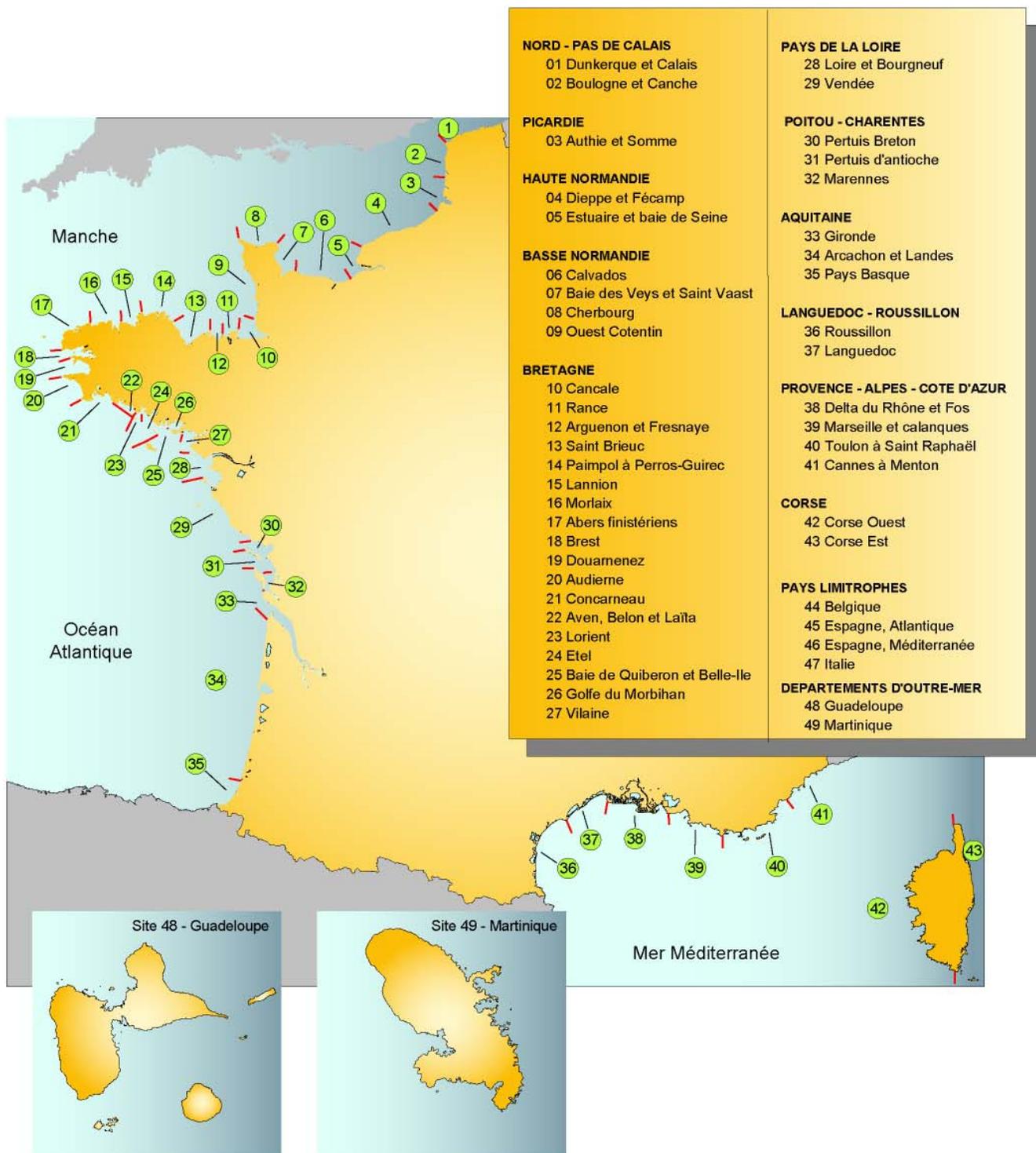
Page 19 LES ESTUAIRES FORTEMENT CONTAMINES :  
DES NOURRICERIES DE POISSONS AUX  
PERFORMANCES ECOLOGIQUES MEDIOGRES

En encart central :

**Le poster des 30 ans du RNO**

# RESEAU NATIONAL D'OBSERVATION DE LA QUALITE DU MILIEU MARIN

## DISPOSITION DES SITES DE SURVEILLANCE



# 1

## LE RNO : PRESENTATION GENERALE

*Didier CLAISSE*

### 1. CADRE GÉNÉRAL

Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) a pour objectif d'évaluer les niveaux et les tendances de la contamination chimique du littoral et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Il intègre également des mesures d'effets biologiques des contaminants. Créé en 1974 par le Ministère chargé de l'Environnement, il est actuellement coordonné par l'Ifremer pour le compte du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). Les trois grands volets structurant le réseau ont été mis en place successivement :

1974 : PARAMETRES GENERAUX DE QUALITE : MESURES DANS L'EAU.

1979 : CONTAMINANTS : MESURES DANS LES ORGANISMES ET LE SEDIMENT.

1991 : EFFETS BIOLOGIQUES : ETUDES ET SUIVIS EXPERIMENTAUX.

### 2. PROGRAMMES EN COURS ET TRAVAUX MENÉS EN 2003

#### 2.1. Surveillance des paramètres généraux de qualité

Cette surveillance porte sur les masses d'eaux. Les paramètres de base sont la température, la salinité, les sels nutritifs (nitrate + nitrite, ammonium, phosphate), la chlorophylle *a* et les phéopigments. Sur plusieurs sites, quelques paramètres supplémentaires sont aussi mesurés (oxygène dissous, silicate, matières en suspension, turbidité, etc.).

En 2003, La stratégie a été modifiée suite à la mise en œuvre de la procédure commune OSPAR de détermination de l'état d'eutrophisation des zones marines côtières. Les campagnes hivernales ont été maintenues mais les campagnes estivales ont été déplacées vers le printemps et l'automne. Cette exigence de la Convention OSPAR est convergente avec la future mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau européenne (DCE). La surveillance est pratiquée sur onze sites. En Manche-Atlantique, le suivi comporte trois à cinq campagnes par an selon les sites, et le plan d'échantillonnage s'attache à décrire au mieux l'ensemble de la masse d'eau par des prélèvements répartis sur toute la gamme de salinité. En Martinique et Guadeloupe le suivi est du même type mais avec une fréquence mensuelle. En Méditerranée, trois à douze campagnes par an portent sur un nombre limité de stations fixes. Sur tous les sites sauf Brest, les Cellules Qualité des Eaux Littorales (CQEL) du MEDD organisent les campagnes, dont les échantillons sont analysés par des laboratoires locaux. Le tableau 1, page suivante, récapitule les travaux de surveillance dans l'eau menés en 2003.

Tableau 1 :  
Surveillance 2003  
(hydrologie).

Régions	Sites		Nombre de campagnes pour l'année			Nombre d'échantillons pour l'année	
	n°	libellé	hiver	Prin-temps	automne	programme hydrologie	paramètres supplémentaires
Nord-Pas de Calais	1	Dunkerque	2	1		60	60
Haute Normandie	5	Seine (aval)	3	1	1	150	150
	5	Seine (amont)	6 par an dont 1 au prin-temps et 1 en automne			12	12
Basse Normandie	7	baie des Veys	2	1	1	20	20
Bretagne	18	Brest	2	1	1	120	120
	23	Lorient	2	1	1	60	
Pays de la Loire	28	Loire (estuaire)	3	1	1	125	75
Aquitaine	33	Gironde	2	1	1	120	40
Provence-Alpes-Côte d'Azur	38	Fos (golfe)	10 par an			90	48
	38	Fos (Rhône)	12 par an			12	12
	38	Etang de Berre	10 par an			70	70
Corse	42	Ajaccio	2	1 en été		42	
Guadeloupe	48	Guadeloupe	12 par an			120	
Martinique	49	Martinique	12 par an			168	
<b>TOTAL</b>			<b>94</b>			<b>1169</b>	<b>607</b>

## 2.2. Surveillance des contaminants

Compte tenu des difficultés de collecte d'échantillons valides pour des analyses de traces dans l'eau et de la faible représentativité spatiale et temporelle de ceux-ci, cette surveillance porte en priorité sur les organismes marins. Les mollusques bivalves, moules et huîtres, sont ici utilisés comme indicateurs quantitatifs de contamination. Ce volet du RNO constitue le principal outil de connaissance systématique des niveaux de contamination du littoral français. Environ 90 points de prélèvements (dont 8 dans les DOM) sont échantillonnés par les agents Ifremer deux fois par an en métropole et quatre fois par an aux Antilles. De nouveaux hydrocarbures ont été ajoutés au suivi de base, en rouge dans le tableau ci-dessous :

### Contaminants mesurés dans la matière vivante

#### Métaux :

Argent (Ag), cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), vanadium (V), zinc (Zn)

#### Organochlorés :

DDT, DDD, DDE,  
lindane ( $\gamma$ -HCH),  $\alpha$ -HCH,  
polychlorobiphényles (Congénères 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180).

#### Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Naphtalène, **mono, di, tri et tétra méthyles naphtalènes**, acénaphtylène, acénaphène, fluorène, **mono et di méthyles fluorènes**, phénanthrène, anthracène, **mono, di et tri méthyles phénanthrènes/anthracènes**, fluoranthène, pyrène, **mono et di méthyles pyrènes/fluoranthènes**, benzo[a]anthracène, **triphénylène**, chrysène, **mono et di méthyles chrysène**, benzo[fluoranthènes], **mono méthyle benzo[fluoranthènes]**, **benzo[e]pyrène**, benzo[a]pyrène, **pérylène**, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène, indéno[1,2,3-cd]pyrène. **Hétérocycles soufrés : dibenzothiophène, mono, di et tri méthyles dibenzothiophène, benzonaphtothiophènes, monométhyle benzonaphtothiophènes.**

Depuis 2001 toutes les analyses sont effectuées par le département DEL/PC de l'Ifremer, au centre de Nantes. Une partie aliquote des échantillons est systématiquement conservée pour d'éventuels contrôles a posteriori ou pour la recherche ultérieure d'autres contaminants. Ceci a permis de constituer une banque d'échantillons couvrant l'ensemble du littoral sur vingt ans.

En complément à ce programme principal, et pour répondre aux obligations internationales, la surveillance des contaminants s'effectue aussi une fois par an dans des flets de la Baie de Seine. Le tableau 2 ci-dessous récapitule le volume des travaux de surveillance des contaminants dans la matière vivante menés en 2003.

**Tableau 2 :**

Surveillance 2003 dans la matière vivante. Un échantillon se compose de 50 moules, de 10 huîtres ou d'un poisson dont l'analyse porte sur le muscle et sur le foie.

En métropole, les métaux sont mesurés sur les deux échantillons annuels (février et novembre). Les contaminants organiques sont mesurés uniquement sur l'échantillon de novembre.

Aux Antilles, tous les contaminants sont mesurés sur les quatre échantillons annuels (février, mai, août et novembre).

Régions	Nombre de points de prélèvements	Nombre d'échantillons pour l'année		Espèce
		métaux	organiques	
Nord - Pas de Calais	2	4	2	Moule
Picardie	2	4	2	Moule
Haute Normandie	5	10	5	Moule
	1	25		Flet
Basse Normandie	7	14	7	Moule
Bretagne	12	24	12	Moule
	11	22	11	Huître
Pays de la Loire	1	2	1	Moule
	3	6	3	Huître
Poitou - Charentes	1	2	1	Moule
	7	14	7	Huître
Aquitaine	1	2	1	Moule
	9	18	9	Huître
Languedoc - Roussillon	7	14	7	Moule
Provence - Alpes - Côte d'Azur	8	16	8	Moule
Corse	4	8	4	Moule
Guadeloupe	4	16	16	Huître
Martinique	4	16	16	Huître
<b>TOTAL</b>	<b>89</b>	<b>217</b>	<b>112</b>	

Pour une évaluation à plus long terme, les contaminants sont aussi mesurés dans les sédiments. En fonction des vitesses de sédimentation, des remises en suspension, de la bioturbation, etc., le premier centimètre superficiel des sédiments peut intégrer plusieurs années de contamination. Dans ces conditions il est inutile de revenir tous les ans sur un même lieu. Une campagne annuelle portant sur des façades différentes chaque année permet de couvrir en dix ans l'ensemble du littoral français. Le suivi dans le sédiment permet également de s'affranchir de la présence de coquillages et d'étendre la surveillance, en particulier vers le large. Les contaminants recherchés sont les mêmes que dans la matière vivante, accompagnés des paramètres descriptifs et normalisateurs propres à cette matrice, tels que granulométrie, carbone organique, carbonates, aluminium, fer, lithium, manganèse. Sur quelques points sélectionnés, des carottes profondes sont prélevées et découpées en de nombreuses couches (horizons). L'analyse des contaminants dans chacun de ces horizons et leur datation permet de retracer l'historique de la contamination sur plusieurs dizaines d'années (voir édition 2001 de ce bulletin). En 2003 la campagne a porté sur l'estuaire et la baie de Seine qui avaient été visités en 1993. Cette campagne a donc été la première d'un nouveau cycle de dix ans et les résultats obtenus pourront être comparés à ceux de 1993.

### 2.3. Surveillance des effets biologiques

Cette surveillance peut se faire à différents niveaux d'organisation biologique (communauté, population, individu, cellule, etc.). Des recommandations de techniques appliquées à la surveillance d'effets biologiques sont formulées au niveau international et prises en compte par le RNO. L'activité RNO dans ce domaine a consisté principalement à soutenir des études de faisabilité. Selon les résultats obtenus, ces techniques sont pérennisées dans le cadre du RNO ou réservées à des études ponctuelles ou locales.

la Convention OSPAR (cf. page 9) a rendu obligatoire à partir de 2003 le suivi du TBT et de ses effets biologiques. Pour répondre à cette obligation le RNO a entrepris des études préliminaires, menées en 2001 et 2002, pour un démarrage effectif de la surveillance en 2003. Les effets du TBT sont évalués par la mesure de l'imposex (masculinisation des femelles d'un gastéropode, *Nucella lapillus*). Les premiers résultats de ce nouveau type de surveillance sont présentés dans la deuxième partie de ce bulletin.

Le RNO soutient également le suivi des populations benthiques dans la baie de Morlaix réalisé par la Station Biologique de Roscoff. Cette action qui a débuté un an avant le naufrage de l'Amoco Cadiz s'intègre bien dans les objectifs de la surveillance des effets biologiques. Les résultats acquis ont été présentés dans l'édition 1996 de ce bulletin.

### 2.4. Extension du RNO outre-mer

L'extension du RNO au littoral de certains départements d'outre-mer est en cours. En Martinique et Guadeloupe des études préliminaires ont été engagées dès 1999 pour inventorier les problèmes environnementaux, évaluer les potentialités analytiques et logistiques locales et proposer une première stratégie de surveillance. Deux laboratoires ont été assistés par Ifremer pour acquérir les techniques analytiques en milieu marin, puis intercalibrés. Les premières opérations de routine (hydrologie et matière vivante) ont débuté fin 2001. Le programme du suivi hydrologique dans ces deux départements et une étude critique des premiers résultats ont été présentés dans l'édition 2003 de ce bulletin. La surveillance des contaminants dans les organismes utilise une espèce très commune dans les deux îles, *Isognomon alatus*. Ce bivalve proche de l'huître présente l'avantage d'être plus répandu, plus grand et plus résistant que l'huître de palétuvier *Crassostrea rhizophorae*. La surveillance en routine se heurte cependant, pour les deux espèces, à un problème d'instabilité des gisements naturels.

En ce qui concerne la Guyane, les études préliminaires en cours sont pilotées par la DIREN. Dans l'île de La Réunion, l'Ifremer (coordination du RNO) assiste la DIREN depuis 2001 dans la conduite d'une étude pilote de trois ans démarrée en 2002. Les résultats sont archivés dans la base Quadriga et feront l'objet d'une synthèse au terme de l'étude. Ce suivi a vocation à être intégré au RNO national.

### 2.5. Assurance de qualité

Le suivi des développements méthodologiques, l'assistance aux laboratoires, la participation aux exercices d'intercalibration, sont des thèmes permanents du RNO. Dans ce cadre l'Ifremer a entrepris l'édition d'une série de fascicules décrivant les méthodes analytiques pratiquées par le RNO. Si nécessaire, des exercices d'intercomparaisons spécifiques peuvent être organisés. L'Ifremer et certains laboratoires partenaires sont impliqués dans le programme européen QUASIMEME (*Quality Assurance for Information from Marine Environmental Monitoring in Europe*). L'inclusion de matériel de référence certifié (CRM) dans les séries analytiques est systématique lors des analyses dans la matière vivante et le

sédiment. Plusieurs laboratoires partenaires bénéficient d'un agrément du Ministère chargé de l'Environnement pour un ou plusieurs types d'analyses. Les exercices auxquels ont participé les partenaires du RNO en 2003, ainsi que les CRM utilisés, sont listés dans les tableaux 3 et 4, pour les laboratoires ayant répondu à notre enquête au bouclage de cette édition.

**Tableau 3 :**

Exercices d'intercomparaison auxquels ont participé les laboratoires partenaires du RNO en 2003. **Seuls apparaissent les exercices concernant des matrices et paramètres pour lesquels le laboratoire réalise des analyses pour le RNO.**

Laboratoire	Organisateur de l'exercice	Code de l'exercice	Matrice	Paramètres RNO concernés
Flandres-analyses Dunkerque	AGLAE	03M6.1 03M6.2	Eau Eau	S <sup>0/00</sup> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si, turb, COT S <sup>0/00</sup> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si, turb, COT
Laboratoire de Rouen	AGLAE QUASIMEME	03M71 03M72 QTM 062, 63, 64, 67, 68, 69 SW QTM 065, 66, 70, 71, 72 SW QNU 110, 111, 116, 117, 118 SW	Eau saline/saumâtre Eau saline/saumâtre Eau de mer Eau de mer Eau de mer	Cu, Pb, Zn Cu, Pb, Zn Cu, Pb, Zn Hg NOx, NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si
L.A.B.O. Brest	QUASIMEME	QNU 110, 111, 116, 117, 118 SW QNU 112, 113, 114, 115, 119, 120, 121, 122 EW	Eau de mer Eau estuarienne	NOx, NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si NOx, NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si
I.D.A.C. Nantes	AGLAE	03M6.1 03M6.2 03M1B.2	Eau de mer filtrée Eau de mer filtrée Eau de rivière	S <sup>0/00</sup> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> S <sup>0/00</sup> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> Chlorophylle, phéophytine
IFREMER DEL / PC Nantes	QUASIMEME	QTM057BT QTM058BT QTM062MS QOR074BT QPH031BT QPH032BT QPH036MS QPH037MS	crevette flet Sédiment Moule Moule Moule Sédiment Sédiment	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Ag, Ni Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Ni Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Li organochlorés HAP HAP HAP, COP HAP, COP
Centre d'Océanologie Marseille	QUASIMEME	QNU 110, 111, 116, 117, 118 SW	Eau de mer	NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , Si
Institut Pasteur de Guadeloupe	AGLAE	03M6.1 03M6.2	Eau de mer Eau de mer	S <sup>0/00</sup> , turbidité, NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> S <sup>0/00</sup> , turbidité, NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub>

**AGLAE :** Association Générale des Laboratoires d'Analyses de l'Environnement.

**QUASIMEME :** Quality Assurance for Information from Marine Environmental Monitoring in Europe.

**Tableau 4 :**  
Matériaux de référence (CRM) utilisés par les laboratoires partenaires du RNO en 2003. **Seuls apparaissent les CRM concernant des matrices et paramètres pour lesquels le laboratoire réalise des analyses pour le RNO.**

Laboratoire	Code du CRM utilisé	Provenance	Matrice	Paramètres RNO concernés
Flandres-Analyses Dunkerque		MERCK	Eau	NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , PO <sub>4</sub>
Laboratoire de Rouen	SLRS 4	NRC	Eau	Cu, Pb, Zn
L.A.B.O. Brest	IAPSO 4400-131522	SPIN SPIN	Eau de mer Eau douce	Salinité NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> , Si
I.D.A.C. Nantes	QCWW1A QCDWB	VKI VKI	Eau Eau	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> Fluorures
Centre d'Océanologie Marseille	8065 7064 8050 9002 4002	OSI	Solutions concentrées	NO <sub>3</sub> Si PO <sub>4</sub> NO <sub>2</sub> NH <sub>4</sub>
Ifremer DEL / PC Nantes	CRM 278R SRM 1566 b BCSS-1 MESS-3 IAEA 142 2977 1588a EC-2	BCR NIST NRC NRC IAEA NIST NIST NWRI	Moule Huître Sédiment Sédiment Moule Moule Huile de foie de morue Sédiment	Cd, Cu, Pb, Zn, Cr Cd, Cu, Pb, Zn, Cr Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Al, Fe, Mn, V, Li, Ag, Ca Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, Cr, Ni, Al, Fe, Mn, V, Li, Ag Hg CBs, DDT, DDD, DDE, $\alpha$ et $\gamma$ HCH, 14 HAP CBs, DDT, DDD, DDE, $\alpha$ et $\gamma$ HCH CBs, 18 HAP

**BCR :** Bureau Communautaire de Référence (Bruxelles, Belgique).  
**IAEA :** International Atomic Energy Agency.  
**NIST :** National Institute of Standards and Technology (USA).  
**NRC :** National Research Council (Canada).  
**NWRI :** National Water Research Institute (Canada).  
**OSI :** Ocean Scientific International  
**SPIN :** Société SPIN (Limours, France).

## 2.6. Gestion des données. Publications

Depuis juillet 1996 les données des différents réseaux de surveillance dont Ifremer a la charge sont archivées dans la base QUADRIGE, regroupant notamment les données du RNO et des réseaux microbiologique (REMI) et phytoplanctonique (REPHY). Divers outils et programmes d'extraction ont été développés. L'homogénéisation des concepts et des structures permet d'envisager une utilisation plus large de cette base et d'y accueillir tous résultats provenant de prélèvements en milieu marin effectués dans le cadre de programmes structurés. En particulier les données du Réseau de Surveillance des Ports Maritimes (REPOM) y seront archivées.

L'Ifremer a développé un site WEB incluant une large section consacrée à la surveillance : <http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/> On peut y trouver une présentation des réseaux gérés par l'Ifremer et consulter ou télécharger les données de contaminants dans les mollusques pour chaque point de prélèvement. De plus, les bulletins RNO postérieurs à 1993 sont consultables sur ce site et téléchargeables au format pdf.

Il est également possible de consulter le site du Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE) qui présente les réseaux de surveillance à partir d'un atlas géographique : <http://www.rnde.tm.fr/>.

Enfin, depuis 1988, les éditions successives de ce bulletin annuel présentent les résultats d'un ou plusieurs volets du RNO (voir sommaires en page de garde). Le tirage de ce document est de 1000 exemplaires dont 800 sont diffusés systématiquement à 540 correspondants. Par ailleurs, les statistiques de fréquentation du site web de l'Ifremer relèvent au cours de l'année 2003 plus de 30 000 téléchargements du bulletin, tous millésimes confondus.

Depuis la dernière édition plusieurs publications en relation avec les techniques ou les résultats de la surveillance RNO sont parues :

COSSA D. *et al.*, 2003. Spéciation du mercure dissous dans les eaux marines. Dosage du mercure total, gazeux, réactif, mono et diméthylmercure. *Editions de l'Ifremer*. 27 p. ISBN 2-84433-125-4.

BOCQUENE G., GALGANI F., 2004. Les marqueurs biologiques des effets de polluants : l'acétylcholinestérase. *Editions de l'Ifremer*. 26 p. ISBN 2-84433-137-8.

BURGEOT T., MENARD D., 2004. Mesure de l'activité enzymatique éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) chez les poissons marins. *Editions de l'Ifremer*. 26 p. ISBN 2-84433-136-X.

DESOMBRE J. *et al.*, 2004. Campagne RNOSED 1998 - Analyse de la contamination des sédiments du littoral Nord / Pas-de-Calais / Picardie. *Rapport Ifremer DEL/BL/RST/04/09*. 63 p.

FISSON C., 2004. Niveau d'exposition chimique du littoral français : approche cartographique et référentielle. *Rapport Ifremer DEL/PC/2004.08*. 39 p.

HUET M. *et al.*, 2003. La pollution par les composés organostanniques le long des côtes françaises de la Manche et de l'Atlantique. *Rapport final de contrat universitaire n°20035440453*. 55 p.

LEFEBVRE A., BARBET F., 2003. Suivi Régional des Nutriments sur le littoral du Nord Pas de Calais Picardie. Bilan de l'année 2002. *Rapport Ifremer DEL/BL/TMR/03/05*. 98 p.

LAMBERT L., 2003. Suivi de la contamination métallique et organique d'un lot de moules (*Mytilus edulis*) implanté au port de Goury (Manche). Année 2002-2003. *Rapport Ifremer DEL/PB.03/08*. 28 p.

TRUT G., CAPDEPUY M., 2003. Etude de la qualité des eaux de l'estuaire de l'Adour, volet matière vivante. Suivi 2001-2002. *Rapport Ifremer DEL/03/01/Arcachon*. 48 p.

Ifremer, laboratoires côtiers, 2004. Résultats de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, édition 2004. *9 rapports régionaux, env.* 60 p.

### 3. ASPECTS INTERNATIONAUX

Au plan international, le RNO s'inscrit en premier lieu dans le cadre de la Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord Est et qui s'intéresse prioritairement à la réduction des pollutions d'origine tellurique. Les travaux de surveillance du RNO permettent de satisfaire les obligations françaises concernant trois stratégies de cette Convention : surveillance et évaluation, eutrophisation, substances dangereuses. La mise en œuvre de chaque stratégie est suivie par un comité spécialisé et ses groupes de travail.

Le comité sur l'évaluation et la surveillance (ASMO) s'appuie sur plusieurs groupes de travail. Parmi ceux-ci, le groupe SIME (*Concentrations, trends and effects of substances in the marine environment*) est celui qui traite les données de surveillance, donc celles du RNO. A cet effet celles-ci sont systématiquement communiquées au CIEM\* qui les gère pour le compte d'OSPAR. La base de donnée du CIEM contient toutes les données de surveillance transmises par les parties contractantes. Cette base est mise à disposition des experts lors des évaluations périodiques de l'environnement de la zone de la Convention réalisées par le groupe MON (*Monitoring*).

*\*Conseil International pour l'Exploration de la Mer.*

Le Comité "eutrophisation" (EUC) s'est chargé en particulier de la mise en œuvre de la procédure commune OSPAR de détermination de l'état d'eutrophisation des zones marines côtières. Le RNO a commencé à faire évoluer la stratégie de son volet hydrologique, en relation avec le réseau REPHY. Mais cette réflexion doit nécessairement se combiner avec celle qui se met en place pour la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE) <sup>(1)</sup>.

Enfin, le Comité sur les substances dangereuses (HSC) s'occupe de prioriser les substances à surveiller et en particulier de la pertinence vis-à-vis des milieux marins des 33 substances annexées à la DCE.

Si la DCE est d'abord une affaire nationale, puisqu'elle se traite en grande partie au niveau des districts hydrographiques, elle s'inscrit directement dans un cadre européen pour le RNO, en tant que programme national. Par exemple, il est important que les experts thématiques du RNO participent aux travaux menés à ce niveau sur les normes de qualité environnementale (NQE) ou sur les indicateurs environnementaux de l'agence européenne de l'environnement (AEE) <sup>(2)</sup> ou encore en lien avec le Centre Commun de Recherche européen (JRC) dont le mandat est l'utilisation des données et connaissances aux fins de soutenir la réglementation.

L'harmonisation d'ensemble des instruments de protection internationale du milieu marin doit être recherchée, par exemple entre OSPAR et la DCE à propos de la procédure commune "eutrophisation". C'est l'objectif que poursuit la commission européenne avec son initiative de définition d'une stratégie pour une politique marine européenne <sup>(3)</sup>.

La Convention de Barcelone, qui est le pendant méditerranéen d'OSPAR, a commencé la mise en œuvre de la phase III du programme de surveillance MED POL dans le cadre du Plan Action Méditerranée (PAM) du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Le RNO est également amené à fournir des données dans ce cadre.



---

(1) Consulter : [http://www.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id\\_rubrique=74](http://www.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=74)

(2) Voir : [http://themes.eea.eu.int/Specific\\_areas/coast\\_sea/indicators/hazardous\\_substances/mussels/index\\_html](http://themes.eea.eu.int/Specific_areas/coast_sea/indicators/hazardous_substances/mussels/index_html)

(3) Consulter : <http://www.europa.eu.int/scadplus/leg/fr/lvb/l28129.htm>

# 2

## UN BIOINDICATEUR SPECIFIQUE DE LA CONTAMINATION PAR LE TBT : L'IMPOSEX CHEZ *NUCELLA LAPILLUS*

Martial HUET (\*)

(\*) LEMAR, UMR CNRS 6539, Université de Bretagne Occidentale, Institut Universitaire Européen de la Mer, Place Copernic, 29280 Plouzané

### INTRODUCTION

Le tributyl-étain (TBT) est un toxique utilisé comme principe actif dans certaines peintures antisalissures des coques de navires. Il diffuse en permanence dans la masse d'eau. Ces peintures sont donc le principal vecteur d'introduction du TBT dans le milieu marin. Sa nocivité pour l'environnement a mené à la réglementation de son usage. Il était prohibé pour les navires de moins de 25 mètres depuis 1982 et il est désormais définitivement interdit pour tous les navires français, sauf ceux de la Marine Nationale.

La première alerte sur ses effets écotoxicologiques a été donnée en 1981, suite au constat de fortes mortalités larvaires de l'huître creuse *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Les effets délétères sont variés : de nombreuses fonctions biologiques sont altérées chez de nombreuses espèces, qu'elles soient animales ou végétales. Parmi les espèces les plus sensibles certains gastéropodes réagissent particulièrement. Les femelles subissent une masculinisation : elles développent des organes sexuels typiquement mâles. Ce phénomène est appelé imposex. Il est spécifique de la pollution par le TBT. Son intensité est corrélée à la contamination subie. L'imposex est donc un bioindicateur, spécifique du TBT. Les avantages des mesures de l'intensité de l'imposex par rapport aux analyses chimiques sont en premier lieu l'extrême sensibilité de l'outil. En effet, les premiers signes d'imposex chez *Nucella lapillus* sont observés à des concentrations inférieures à  $0,3 \text{ ng.l}^{-1}$ , seuil de détection de certaines méthodes. D'autre part, la masse d'eau se déplace. Les teneurs en TBT fluctuent donc dans le temps, en un point donné. Alors que le dosage chimique s'effectue sur un échantillon ponctuel, le gastéropode bioindicateur aura, lui, intégré les fluctuations sur la durée de son existence.

Depuis 2003 le suivi de la contamination des eaux côtières par le TBT est imposé aux pays signataires de la Convention OSPAR (voir page 9). Les lignes directrices demandent que le suivi de l'imposex soit accompagné, au moins provisoirement, d'un suivi chimique. Ce travail présente les résultats du suivi imposex mené en 2003.

### L'ESPECE UTILISEE

Le choix de l'espèce s'est porté sur *Nucella lapillus* pour sa grande sensibilité au TBT. Il est présent en de nombreux points du littoral français. Sauf accident, il n'y a pas de dispersion larvaire et les individus sont sédentaires. On mesure donc bien la contamination du site échantillonné.

*N. lapillus* est un mollusque gastéropode marin. On l'appelle communément le pourpre (à cause de la teinture qu'on peut en extraire) ou bigorneau de chien, comme tous les bigorneaux qui ne se mangent pas ! On le rencontre au niveau de

mi-marée, sur les rochers, en Manche et en Atlantique. En France, sa limite sud serait l'estuaire de la Gironde. On le retrouve en Espagne ; il pourrait donc être présent dans le Pays Basque. Les couleurs de la coquille sont le blanc, le jaune, l'orange, le marron et le noir. La taille adulte est généralement comprise entre 2 et 3 cm. Ce carnivore se nourrit principalement de balanes et de moules dont il perce la coquille avant d'en sucer les chairs à l'aide d'une trompe. A l'âge adulte cette espèce n'a que très peu de prédateurs si ce n'est ses propres proies. En effet, la moule dirige préférentiellement ses filaments de byssus vers le bigorneau perceur. Il est ainsi commun d'observer des coquilles vides de *N. lapillus* prisonnières des moules : la proie ayant parfois raison du prédateur.

*N. lapillus* est une espèce gonochorique, c'est à dire à sexes séparés, à fécondation interne. La femelle stocke le sperme avant de pondre des capsules qui renferment plusieurs dizaines d'embryons chacune. A l'éclosion, ce sont des juvéniles qui rampent directement sur le rocher sur lequel a été fixée leur capsule.

## LES PRELEVEMENTS

L'échantillonnage des gastéropodes s'effectue sur un réseau de 109 points, répartis sur 7 sites et 9 points intermédiaires (figure 1). Les prélèvements ont eu lieu de mars à septembre 2003. Ce réseau de stations a été établi de façon à étudier l'effet de différents types d'activités portuaires sur l'ensemble des côtes concernées (réparation navale, plaisance, pêche, ferries, commerce et Marine Nationale). A chaque station, 50 individus adultes de *Nucella lapillus* sont collectés, à marée basse. Les échantillons sont placés dans des filets, transportés dans une glacière et conservés au laboratoire dans l'eau de mer jusqu'à leur analyse.



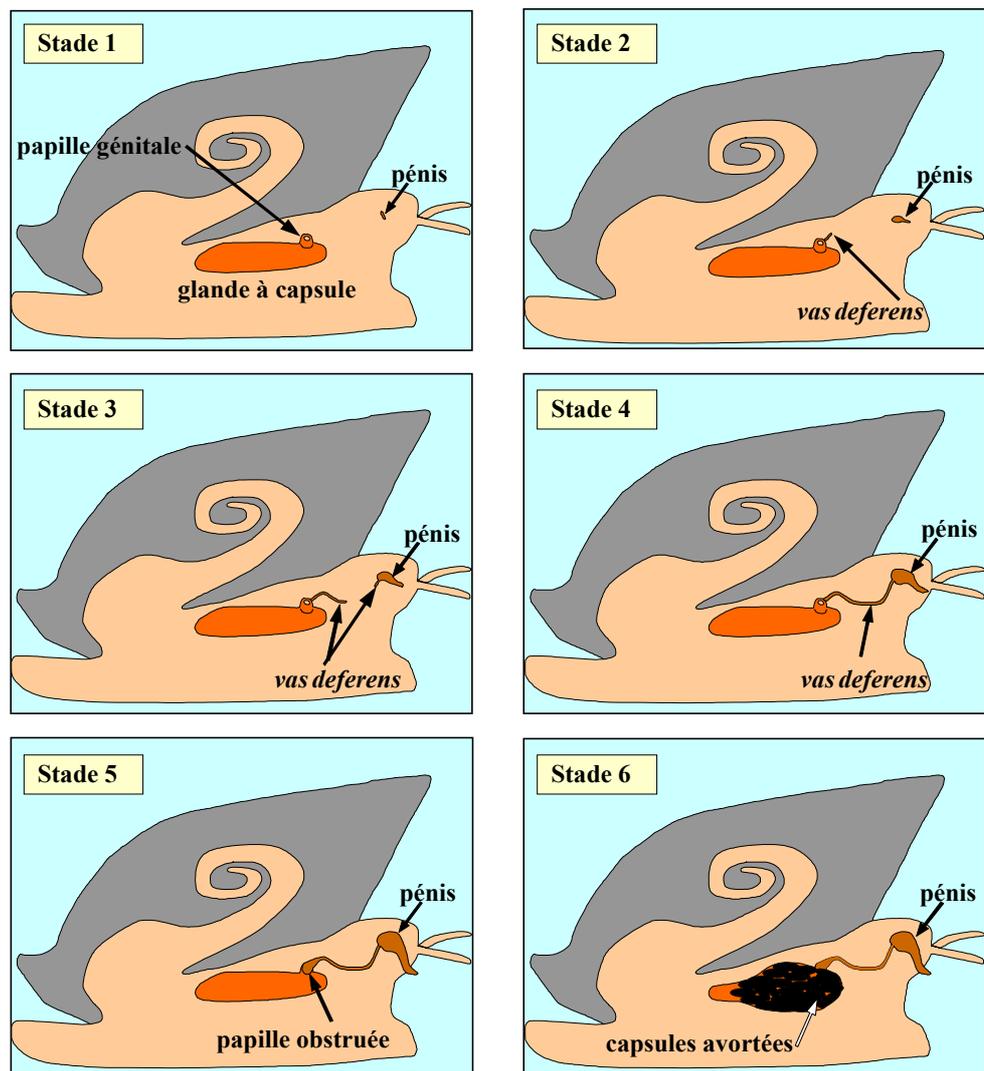
Figure 1 : Position des différents sites de prélèvements et points intermédiaires.

## LA MESURE DE L'IMPOSEX

L'évolution de l'imposex est schématisée dans la figure 2 qui présente six stades de *Vas Deferens Sequence* (VDS). En l'absence de contamination par le TBT, la femelle est indemne de toute marque de masculinisation ; elle est au stade 0, non

représenté sur la figure. A de faibles niveaux de pollution, on observe les premiers signes d'imposex. Au stade 1 de masculinisation, une ébauche de pénis apparaît derrière le tentacule oculaire droit. Au stade suivant (2), le conduit qui relie la prostate au pénis chez le mâle, le *vas deferens*, se développe au niveau de la papille génitale. Le pénis possède alors la même forme que chez le mâle. Sa longueur est relativement courte. Au stade 3, le pénis est plus long qu'au stade précédent. Il est prolongé par la portion proximale du *vas deferens* alors que la portion distale de ce conduit est plus étendue qu'au stade 2. Au stade 4, les deux portions du *vas deferens* ont fusionné et le pénis est plus allongé. Lorsque la contamination dépasse un certain seuil, le *vas deferens* prolifère autour de la papille génitale, avec pour conséquence l'obturation de la papille (stade 5). La femelle ne peut alors plus copuler ni expulser ses pontes : elle est rendue stérile. Cette stérilisation est matérialisée au stade 6 par la présence de capsules avortées au sein de la glande où elles sont produites.

**Figure 2** : Evolution de l'imposex chez *Nucella lapillus* : les six stades de VDS.



Afin de pouvoir accéder à la partie de l'animal concernée par l'imposex, la coquille est brisée à l'aide d'un étau. Il est alors possible de discriminer le sexe de l'individu en fonction de son anatomie.

Chez le mâle, la longueur du pénis est mesurée au dixième de millimètre, en utilisant un micromètre inséré dans l'optique de la loupe binoculaire. Chez les femelles, le plafond de la cavité palléale est coupé longitudinalement. Cette incision permet d'observer la zone allant de la tête jusqu'à la papille génitale. Il est

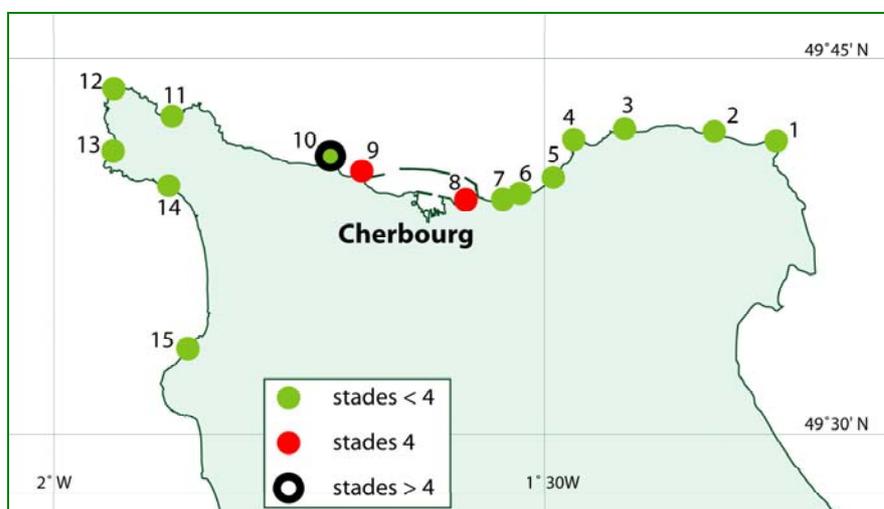
alors possible d'établir quelles sont les portions de *vas deferens* développées. Lorsqu'il est présent chez les femelles, le pénis est mesuré de la même façon que chez les mâles. La mensuration des pénis permet de calculer un premier indice appelé *Relative Penis Size Index* (RPSI), comme suit :

$$\text{RPSI} = \frac{(\text{longueur moyenne du pénis des femelles})^3}{(\text{longueur moyenne du pénis des mâles})^3} \times 100$$

La moyenne des différents stades d'évolution constitue un autre indice : le *Vas Deferens Sequence Index* (VDSI). Ces deux indices et la pollution par le TBT sont corrélés.

## LES RESULTATS

Sur les 109 points de prélèvement, la majorité des femelles collectées en 2003 est au stade de VDS 4. Dans les figures qui suivent, nous distinguons, par opposition à une totalité de femelles au stade 4 (point rouge), la présence de femelles stériles par un cercle noir et celle de femelles aux stades inférieurs à 4 par un point vert.



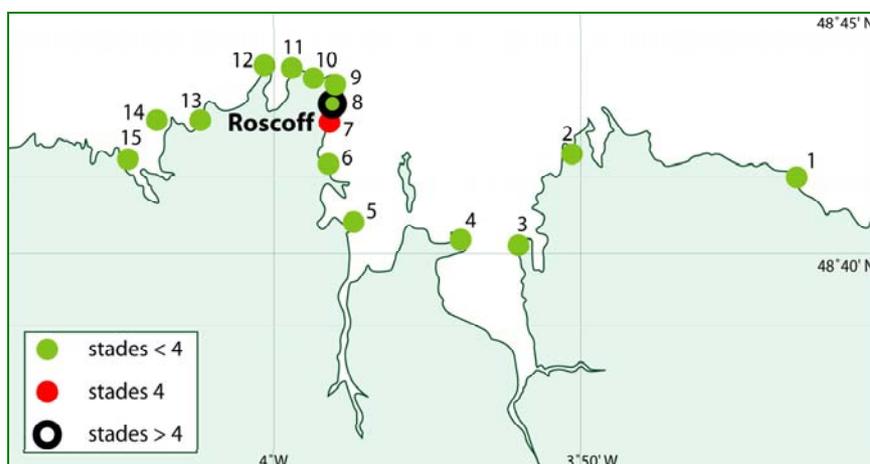
**Figure 3 :** Intensité de l'imposex sur le site de Cherbourg.

● : présence de femelles à un stade < 4.

● : toutes les femelles sont au stade 4.

○ : présence de femelles stériles.

A Cherbourg (figure 3), Roscoff (Figure 4) et Lorient (Figure 5), les indices de contamination diminuent de part et d'autre des ports. A Lorient, l'imposex est plus sévère à l'ouest qu'à l'est. Cette dissymétrie peut s'expliquer par les courants dont la dominante se dirige vers l'ouest. Une telle différence due aux courants résiduels se retrouve à la sortie de la rade de Brest (Figure 6), du sud vers le nord et d'ouest en est à Roscoff.



**Figure 4 :** Intensité de l'imposex sur le site de Roscoff.

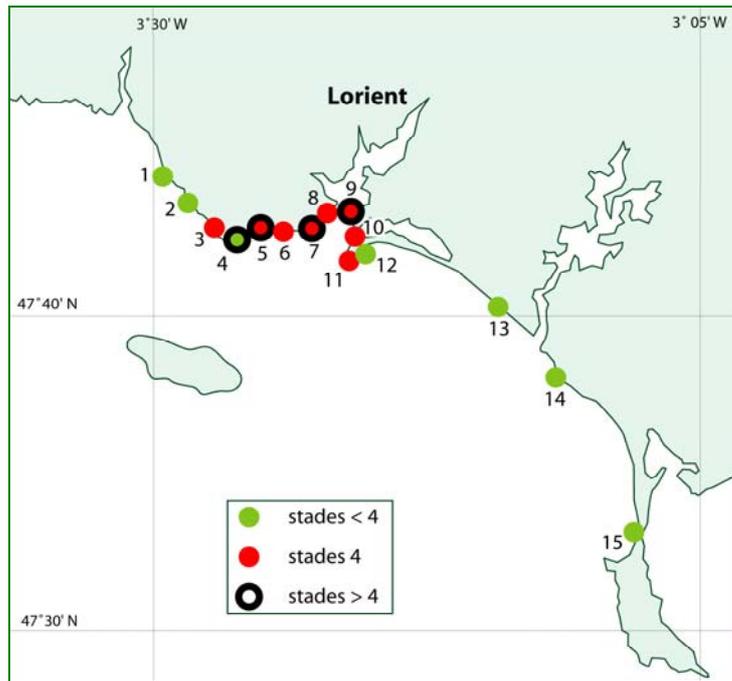
● : présence de femelles à un stade < 4.

● : toutes les femelles sont au stade 4.

○ : présence de femelles stériles.

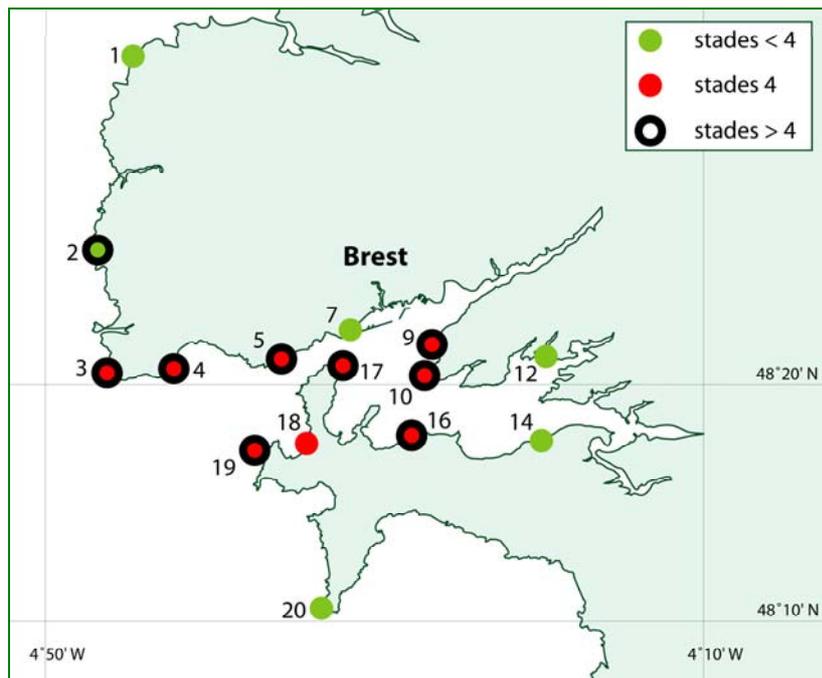
**Figure 5 :** Intensité de l'imposex sur le site de Lorient.

- : présence de femelles à un stade < 4.
- : toutes les femelles sont au stade 4.
- : présence de femelles stériles.



**Figure 6 :** Intensité de l'imposex sur le site de Brest.

- : présence de femelles à un stade < 4.
- : toutes les femelles sont au stade 4.
- : présence de femelles stériles.



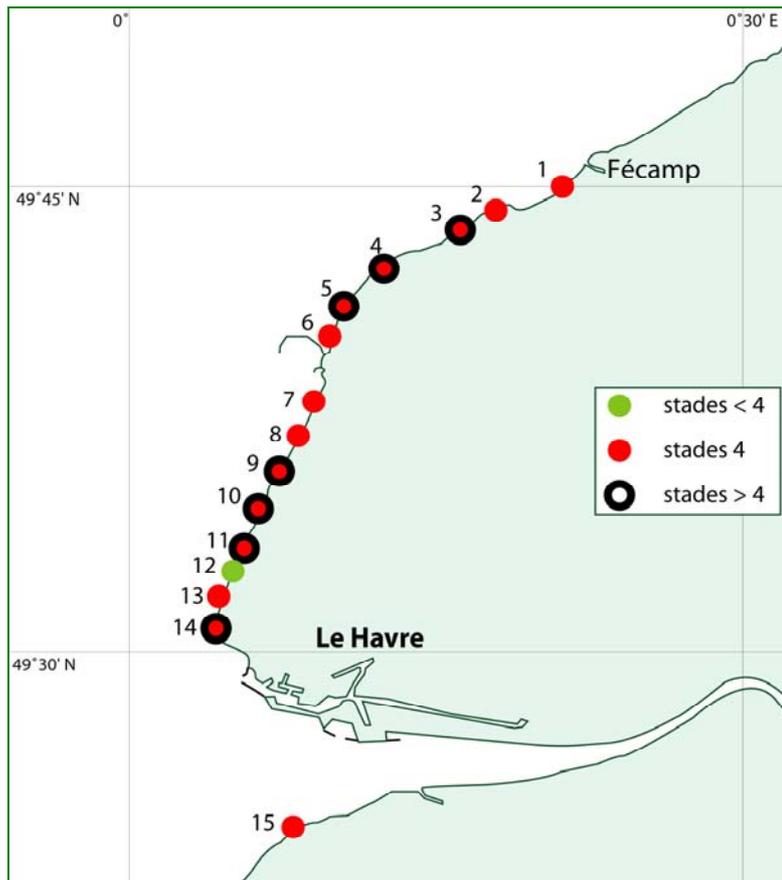
**Figure 7 :** Intensité de l'imposex sur le site du Finistère sud.

- : présence de femelles à un stade < 4.
- : toutes les femelles sont au stade 4.
- : présence de femelles stériles.



Sur les côtes sud finistériennes (figure 7), le port de Concarneau n'est pas la seule source importante de TBT dans l'environnement. En effet, on distingue notamment la pollution issue du Guilvinec (points 2 et 3), de l'embouchure de la rivière de Pont-l'Abbé (point 6) et de celle de l'Odet (points 7 et 8).

Autour du Havre, aucun gradient de pollution n'est mis en évidence (figure 8). Deux explications sont avancées : l'extrême intensité de la pollution et le phénomène de fleuve côtier. En effet, les eaux de la Seine se déplacent le long de la côte, vers le nord, en se mélangeant très peu avec les eaux du large. De ce fait, les populations de bigorneaux sont soumises à la même exposition au TBT, au moins jusqu'au dernier point échantillonné (point 1). Par ailleurs, l'influence des ports d'Antifer et de Fécamp n'est certainement pas négligeable.



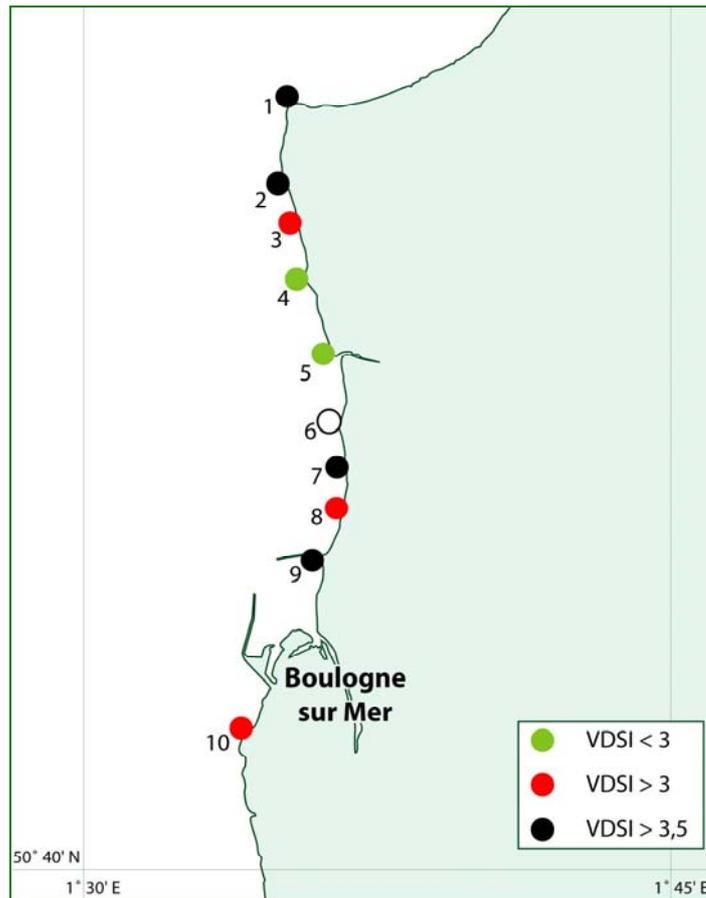
**Figure 8 :** Intensité de l'imposex en Haute Normandie.

- : présence de femelles à un stade < 4.
- : toutes les femelles sont au stade 4.
- ⊙ : présence de femelles stériles.

Contrairement aux autres sites, aucune femelle stérile n'est observée aux alentours de Boulogne (figure 9). Ce niveau inférieur de contamination demande une meilleure précision de l'échelle. Si l'on avait utilisé la même signalétique que dans les figures précédentes, tous les points seraient verts. Nous avons donc utilisé les valeurs de VDSI pour distinguer trois niveaux. On observe des indices plus élevés autour du port de Boulogne, puis, en remontant vers le nord, une baisse suivie d'une augmentation. Cette aggravation des indices entre Ambleteuse (point 5) et le Cap Gris Nez (point 1) est probablement due à l'intensité du trafic maritime au large de ce cap. Le point 6 n'a pu être échantillonné en 2003 du fait de la canicule. En effet, pour se protéger des fortes chaleurs, les gastéropodes se placent le plus loin possible sous les gros rochers et deviennent inaccessibles.

Aux points intermédiaires hors sites, aucune femelle stérile n'est observée. Des stades de VDS inférieurs à 4 sont observés à l'exception de la plage de la Courance (figure 1, point LS1), à l'ouest de Saint-Nazaire, où toutes les femelles sont au stade 4.

Figure 9 : Distribution des valeurs de VDSI (moyenne des stades VDS observés) sur le site boulonnais.



## CONCLUSION

Plus de 20 ans après les premières mesures réglementaires pour restreindre la contamination par le TBT, des femelles de *Nucella lapillus* sont encore stérilisées par ce toxique. Sur les 109 points, répartis le long du littoral Manche-Atlantique, aucune population n'est indemne. La plus faible perturbation est recensée en Bretagne, à Tévenn, à l'ouest de Roscoff. Sur les 8 femelles de l'échantillon, une seule montre le premier signe de masculinisation.

L'interdiction du TBT dans les peintures antisalissure à composants non liés chimiquement est quasiment totale en France depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2004. Sur le plan international, le bannissement total du TBT, initialement prévu en 2003, est actuellement retardé. Ce *statut quo* est dû à l'absence de nouveau procédé qui satisfasse aux exigences économiques. En effet, la prolifération d'organismes marins sur les carènes de navires accroît considérablement les dépenses en carburant. Aujourd'hui, les pouvoirs publics sont confrontés à un choix de priorité car l'économie en carburants constitue également une disposition favorable à l'environnement. La particularité du TBT réside dans le fait que des dommages environnementaux sont observés pour des concentrations infinitésimales. De très faibles teneurs en polluant suffisent à provoquer des effets délétères lorsque les organismes y sont exposés assez longtemps. Dans le cas de *N. lapillus*, les effets ne sont pas aussi flagrants qu'une augmentation sensible de la mortalité des individus. Ce sont les populations qui disparaissent à la suite de la stérilisation de l'ensemble des femelles qui les composent. La notion de durée est donc essentielle dans l'étude de la toxicité d'une molécule. Alors que le TBT est considéré comme l'une des substances les plus néfastes introduites dans l'environnement, comment accepter le maintien de son utilisation ?

La présente étude fournit un état de la contamination des eaux côtières françaises, en 2003. L'outil d'estimation de la perturbation environnementale est extrêmement sensible. Cette technique de surveillance peut mettre en évidence l'influence au niveau de la côte du trafic au large, comme au Cap Gris Nez. Cette sensibilité procure au TBT la compétence de marqueur de masse d'eau. En effet, il est possible de déterminer les courants résiduels en fonction de la dissymétrie des indices de perturbation de part et d'autre des sources d'émission en polluant que sont les ports.

En Bretagne occidentale le suivi de l'imposex était assuré annuellement depuis 1992 dans un autre cadre. Les données acquises montrent qu'un suivi annuel est nécessaire pour mesurer de façon satisfaisante l'évolution temporelle de la pollution par le TBT. L'absence de mesure en 1996, 1997, 1999 et 2001 entraîne un manque d'informations préjudiciable. Il a cependant été observé une diminution sensible des indices de pollution durant les 10 dernières années. On remarque une diminution du taux de stérilisation (stades de VDS 5 et 6) concordant avec un accroissement du pourcentage de femelles au stade 4. Depuis peu, une augmentation des stades 3 au détriment des stades 4 est constatée. Cette amélioration des conditions environnementales s'explique par l'utilisation de peintures qui relarguent moins de contaminant dans l'eau.

Nous pouvons donc espérer mesurer une poursuite de la baisse de la perturbation écologique occasionnée par le TBT. Il est à prévoir une recolonisation des zones où les populations de *N. lapillus* ont disparu si la pollution passe en dessous du seuil induisant la stérilisation de la totalité des femelles. Il sera alors possible de voir évoluer les communautés benthiques intertidales soumises de nouveau à l'influence structurante de cette espèce prédatrice.



# 3

## LES ESTUAIRES FORTEMENT CONTAMINÉS: DES NOURRICERIES DE POISSONS AUX PERFORMANCES ECOLOGIQUES MEDIOCRES

Camille GILLIERS, Olivier LE PAPE, Rachid AMARA <sup>(\*)</sup>, Jocelyne MORIN,  
Yvon DESAUNAY

(\*) Université du Littoral Côte d'Opale, UPRESS-A ELICO 8013 CNRS, B.P. 59, 62930  
Wimereux

### INTRODUCTION

De nombreuses espèces de poissons passent au cours de leur période juvénile par des habitats restreints et instables que sont les nurseries côtières et estuariennes. Ces écosystèmes sont essentiels à la croissance des jeunes poissons qui y restent concentrés durant leurs premières années de vie. Par conséquent, le renouvellement de ces ressources marines résulte non seulement de l'importance de la biomasse féconde du stock et de la survie des stades précoces (larves pélagiques), mais aussi de la contribution des nurseries où se développent les juvéniles. Le caractère déterminant de la phase de croissance de ces juvéniles sur les nurseries côtières permet d'expliquer que l'altération, la dégradation et la destruction de ces habitats halieutiques essentiels, limités et fragiles, sont l'une des principales causes de diminution ou d'extinction des espèces marines. La réduction de la surface ou la diminution de la qualité de ces habitats côtiers affecte en effet la croissance et la mortalité ainsi que le potentiel de fécondité et, par conséquent, la taille de ces populations.

Préserver, voire le cas échéant rétablir, quantitativement et qualitativement, les habitats côtiers qui jouent un rôle essentiel comme nurseries pour de nombreuses espèces de poissons est donc fondamental pour maintenir le potentiel de renouvellement des stocks halieutiques. La fonction de nursery de ces habitats est d'ailleurs prise en compte désormais dans la définition des zones sensibles qui font l'objet de mesures particulières de conservation et de restauration, notamment aux Etats-Unis, mais aussi à l'échelon européen : la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) va en effet institutionnaliser l'utilisation d'indicateurs basés notamment sur les peuplements de poissons pour le suivi de la qualité des eaux estuariennes, avec pour objectif la restauration d'une qualité satisfaisante de ces systèmes à l'horizon 2015.

Les habitats de nursery de bonne qualité sont ceux où la croissance et la survie des espèces sont optimales. En effet, le renouvellement des stocks halieutiques (recrutement) dépend en grande partie des événements subis pendant la période de croissance juvénile. Une croissance rapide permet aux juvéniles de réduire leur vulnérabilité à la prédation et d'exploiter une plus grande gamme de proies. Les facteurs les plus importants contribuant à la qualité de l'habitat des juvéniles sont par conséquent ceux qui conditionnent leur croissance et leur survie, et notamment la température, l'oxygénation, la disponibilité en nourriture et l'absence de prédateurs. Aux variations spatio-temporelles de ces facteurs "naturels" se surimposent les effets liés aux perturbations anthropiques du milieu, très fortes en secteur côtier malgré la fonction écologique essentielle de ces habitats. Ainsi, l'eutrophisation peut affecter les disponibilités en oxygène et, par conséquent, la croissance et la survie des juvéniles. Par ailleurs, la présence de contaminants

chimiques peut affecter la physiologie des jeunes poissons, pénaliser leur croissance et engendrer une surmortalité importante. L'effet des perturbations anthropiques sur la croissance des juvéniles peut aussi être indirect, les épisodes anoxiques et la contamination chimique affectant les disponibilités alimentaires des juvéniles de poissons. La pollution marine et les autres formes de dégradation peuvent ainsi menacer les espèces de poissons et particulièrement celles qui utilisent des nourriceries côtières ou estuariennes.

La qualité d'un habitat résulte d'interactions diverses et, en l'absence de données sur une longue période au cours de laquelle les conditions du milieu ont évolué, ne peut être mesurée directement. Elle peut seulement être décrite sur la base d'une comparaison inter-sites. C'est dans cette optique que ce travail a été mené afin d'estimer la qualité des habitats de nourriceries côtières et estuariennes en Manche Est et dans le golfe de Gascogne en se basant sur des données portant sur la croissance et la densité des juvéniles de sole, issues de campagnes scientifiques de chalutage. En effet, la sole a fait l'objet de nombreux travaux en Manche Est et dans le golfe de Gascogne. Il s'agit par ailleurs d'une espèce dépendant strictement de nourriceries côtières et estuariennes : les soles pondent en fin d'hiver sur des frayères situées sur le plateau continental, au large dans le golfe de Gascogne et plus près de la côte en Manche Est. Les larves pélagiques dérivent ensuite vers le littoral pour se métamorphoser en juvéniles benthiques et coloniser au printemps les nourriceries où s'effectuera la croissance, au moins au cours des deux premières années de vie. C'est une espèce particulièrement bien adaptée comme modèle d'étude de ces habitats dont elle est l'une des composantes faunistiques les plus fréquentes dans ces secteurs. De plus, il s'agit d'une espèce clé des pêcheries avec près de 10 000 tonnes débarquées pour 100 millions d'euros de chiffre d'affaire annuel sur l'ensemble du secteur Manche Est – Golfe de Gascogne. Le suivi de ces deux populations distinctes montre que si la situation du stock ne suscite pas d'inquiétudes en Manche Est malgré un fort niveau d'exploitation, il n'en va pas de même dans le golfe de Gascogne où la surexploitation de cette ressource est avérée, avec un déclin important des captures au cours des années récentes. A partir d'une comparaison entre les nourriceries de Manche Est et du golfe de Gascogne, ce travail se propose de parvenir, en prenant l'exemple de la sole, à une description de la qualité de ces habitats halieutiques essentiels par une comparaison inter-sites de la croissance et de la densité des juvéniles. Les résultats obtenus sur ces données biologiques ont été mis en relation avec les données du RNO afin d'analyser le rapport entre la contamination chimique du milieu et le fonctionnement de ces habitats halieutiques essentiels.

## MATERIEL ET METHODES

Huit secteurs côtiers ou estuariens de nourriceries, identifiés au cours de travaux préalables, ont été pris en compte dans cette étude, deux en Manche Est, la baie de Somme et l'estuaire de Seine, et six dans le golfe de Gascogne, la baie de Vilaine, l'estuaire de la Loire, la baie de Bourgneuf, le Pertuis Breton, le Pertuis d'Antioche et l'estuaire de la Gironde (Figure 1).

### Les données sur la contamination chimique

Les données trimestrielles du RNO (contamination mesurée à la côte sur la moule et/ou l'huître creuse) ont été utilisées pour estimer le niveau de contamination sur les nourriceries étudiées ; il existe en effet un point de prélèvement de ce réseau de surveillance sur chacun des huit secteurs pris en compte. Le RNO estime que chaque point de prélèvement est représentatif de la contamination avoisinante ; il a donc été estimé ici que chacun de ces points représentait la contamination au niveau d'un secteur de nourricerie.

Figure 1 : Carte des secteurs de nurseries échantillonnés en Manche Est et dans le Golfe de Gascogne.



Les données disponibles de 1995 à 2000 ont été extraites pour neuf contaminants différents : 5 métaux (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn), les hydrocarbures polycycliques aromatiques (somme des 15 HAP à l'exception de l'acénaphthylène) et trois organochlorés, soit deux pesticides (le DDT, somme du DDT et de ses métabolites DDE et DDD, et le lindane,  $\gamma$ -HCH) et les PCB (estimés à partir du congénère 153). Par conséquent, tous les contaminants sur lesquels on dispose de données sur un nombre d'années suffisant pour obtenir une estimation du niveau de contamination par secteur ont été pris en compte, les données plus récentes sur d'autres métaux ayant été jugées insuffisantes. Par ailleurs, le choix des indicateurs de contamination organique ( $\Sigma$  HAP,  $\Sigma$  DDT,  $\gamma$ -HCH, CB153) résulte des recommandations du RNO pour ce type d'analyse.

Pour chaque contaminant, un indicateur de contamination par secteur a été établi en prenant la médiane de l'ensemble des mesures disponibles de 1995 à 2000. Le choix de la médiane repose sur la robustesse de cet estimateur qui permet d'obtenir une estimation satisfaisante du niveau de contamination malgré quelques valeurs élevées et d'autres inférieures aux seuils de détection. Cette formulation fournit pour chaque polluant un indice intemporel de contamination. Les travaux menés dans le cadre du RNO permettent de montrer que ce type d'indice est représentatif de la variation spatiale de contamination, les tendances à court terme et les fluctuations interannuelles étant faibles au regard des différences entre sites. Pour les métaux, une correction de la valeur a été faite suivant le type de matériel biologique utilisé sur le point de prélèvement (huître ou moule). En effet, ces deux bivalves, utilisés dans le RNO en fonction de l'espèce trouvée dans le milieu, ne concentrent pas les métaux de la même façon. Des coefficients correcteurs ont été utilisés afin que les mesures réalisées sur des moules puissent être ramenées à des valeurs comparables aux mesures effectuées sur des huîtres.

## Les campagnes de chalutage

Chaque secteur de nourricerie a été suivi lors de campagnes de chalutage réalisées au cours du mois de septembre 2000, 2001 et 2002. Ces campagnes, menées à l'aide d'un chalut à perche de 3 mètres avec un maillage de 20 mm étiré, respectent, sur chacun des sites, un plan d'échantillonnage stratifié en fonction de la bathymétrie (de la côte jusqu'à l'isobathe des 20 m environ), de la couverture sédimentaire et, pour les secteurs estuariens, de la localisation par rapport à l'embouchure du fleuve. Chaque trait de chalut dure environ 15 minutes et couvre approximativement 5000 m<sup>2</sup>. Le mode opératoire est donc standardisé.

Le mois de septembre a été choisi car il correspond à la fin de la période estivale de croissance en secteur côtier, avant la migration des juvéniles vers des secteurs plus profonds pour l'hiver. A cette période, ces juvéniles sont concentrés sur les nourriceries et les densités estimées sont représentatives de l'ensemble de la période productive. De plus, après un été de croissance, les soles nées dans l'année sont suffisamment grandes pour que les problèmes de sélectivité de l'engin soient faibles avec le maillage utilisé. Par ailleurs, à cette période, à l'issue de la saison estivale de croissance, il est possible d'utiliser la taille de ces juvéniles comme indicateur de croissance durant le premier été de vie ou, pour les animaux nés l'année précédente, au cours de leurs deux premières années.

Au cours de ces campagnes, chaque sole capturée est mesurée au centimètre inférieur. Un échantillon de 10 poissons par classe de 1 cm est prélevé sur ces captures afin d'extraire les otolithes (pièces calcifiées de l'oreille interne utilisée pour la détermination de l'âge). Un second échantillon aléatoire de 30 soles de moins de 15 cm (poissons nés dans l'année) est aussi prélevé sur chacun des sites et congelé pour des analyses en laboratoire.

## Les analyses en laboratoire

### Détermination de l'âge

Les otolithes sont des pièces calcifiées de l'oreille interne des poissons dont les dépôts successifs de calcite marquent l'histoire de vie des poissons. Un poisson a trois paires d'otolithes et la plus grosse d'entre elles, appelée sagitta, est utilisée pour la détermination de l'année de naissance, comme sur un tronc d'arbre, une alternance de stries d'accroissement claires et sombres marquent la succession des saisons (figure 2). A partir de la lecture en laboratoire de ces otolithes, il est possible d'établir des clés taille-âge (répartition des individus d'une taille donnée en fonction de leur âge par secteur et par année) qui permettent ensuite, par extrapolation à l'ensemble des poissons capturés et mesurés, de ventiler les captures par groupe d'âge.

### Calcul des densités

Chaque secteur de nourricerie étant échantillonné chaque année selon un plan d'échantillonnage stratifié, il est possible de calculer les densités annuelles de juvéniles de sole par secteur en tenant compte des densités sur chaque strate et de la surface respective de chacune de ces strates.

Un indice de densité est ainsi calculé pour chacun des groupes d'âge pris en compte, c'est à dire pour les individus nés dans l'année et pour ceux de l'année précédente, soit les deux cohortes de juvéniles dépendant strictement de ces nourriceries.

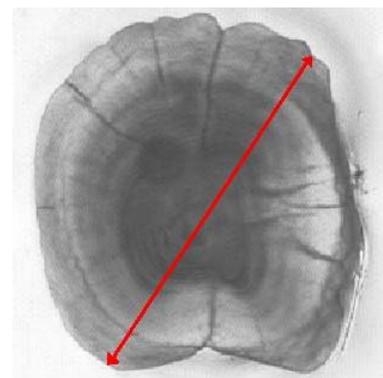
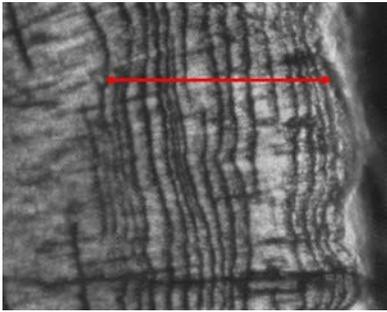


Figure 2 : Sagitta droite d'un juvénile de sole pêché dans le Pertuis Breton en septembre 2000.

La flèche rouge indique l'axe antéro-dorsal / postéro-ventral et correspond à environ 2 mm.

## Calcul des tailles moyennes

Pour chacun des deux groupes d'âge pris en considération (individus nés dans l'année et juvéniles de l'année précédente), tous les individus capturés sont pris en compte pour calculer, sur chaque secteur, la taille moyenne de la cohorte pour une année donnée.



**Figure 3 :** Accroissements journaliers périphériques sur une sagitta droite d'un juvénile de sole du Pertuis Breton pêché en septembre 2000.

La flèche rouge correspond à 18 accroissements journaliers d'une largeur moyenne de 6.8  $\mu\text{m}$ .

## Estimation de la croissance récente

Les stries des otolithes ne marquent pas seulement une alternance saisonnière mais, à une échelle plus fine, elles impriment aussi des incréments quotidiens. Sous réserve qu'une relation linéaire soit démontrée entre le rayon de l'otolithe et la taille du poisson, il est possible d'utiliser la largeur de ces stries quotidiennes d'accroissement comme un indicateur de la croissance. Cette condition d'application a été vérifiée sur les juvéniles de sole. Cette méthode a été utilisée ici pour estimer, sur l'échantillon de 30 individus par site et par an, la croissance récente des juvéniles. La largeur de l'otolithe de sa périphérie jusqu'à la dixième strie journalière est utilisée comme un indicateur de la croissance du poisson au cours des 10 derniers jours et la moyenne de cet indicateur sur l'échantillon de 30 poissons est calculée pour chaque site et chaque année. La structure tridimensionnelle de l'otolithe et la nécessité de réaliser des mesures d'accroissement sur un plan après ponçage limitent en effet la lisibilité à une quinzaine de stries marginales (figure 3).

## Calcul de l'indice de condition

Chacun des 30 individus par site et par an est mesuré au millimètre inférieur et pesé. L'indice de condition (K) de Fulton est ensuite calculé :

$$K = 100 \times \left( \frac{W}{L^3} \right) \text{ avec } L, \text{ taille en mm et } W, \text{ poids en mg.}$$

Cet indice allométrique, basé sur une relation linéaire entre le poids et le cube de la taille d'un individu, permet de quantifier son embonpoint ; plus un poisson a un indice K élevé, meilleure est sa condition. La moyenne des 30 valeurs, obtenues sur les 30 poissons échantillonnés, est ensuite calculée pour chaque site et chaque année.

## Les traitements statistiques

### Indicateurs de contamination chimique

Afin de synthétiser l'information disponible à partir des données du RNO, de façon à obtenir des indicateurs génériques de la contamination par secteur, des analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées. Ces analyses factorielles permettent de synthétiser l'information contenue dans les données, en tenant compte des corrélations entre les variables, par projection des données sur des axes appelés composantes principales (combinaisons linéaires des variables initiales). Ces analyses sont réalisées sur des tableaux de données dans lesquels les 8 secteurs de nurseries sont autant d'individus (lignes) représentés par 9 variables (colonnes) correspondant à autant de contaminants chimiques (une valeur médiane de contamination par secteur pour chaque contaminant).

L'objectif de ces analyses est d'obtenir une information synthétique sur la contamination chimique de chaque secteur à partir de ses coordonnées sur les composantes principales.

## Analyse spatio-temporelle des indicateurs écologiques

Les données issues des missions de chalutage et des analyses en laboratoire ont permis de générer 6 indicateurs de performance écologique des nourriceries (la densité et la taille moyenne des juvéniles nés dans l'année et celles des poissons nés l'année précédente, calculées sur l'ensemble des captures, et la croissance récente et l'indice de condition, estimés à partir de l'échantillon de 30 poissons nés dans l'année). Ces six indices sont disponibles sur chaque site pour les trois années d'études.

L'analyse de ces données a été réalisée à l'aide d'une analyse factorielle multiple (AFM). Cette méthode reprend le principe de l'ACP mais travaille en tableaux multiples. Ainsi, l'analyse exploite trois tableaux, un par année, dans lesquels les 8 secteurs de nourriceries sont autant d'individus (lignes) représentés par 6 variables (colonnes) correspondant aux indicateurs de performance écologique. Le résultat de ces analyses est un compromis entre les trois tableaux annuels qui comptent chacun pour un tiers.

Enfin, dans ces analyses, les résultats obtenus sur les indicateurs écologiques sont confrontés aux indicateurs de contamination chimique développés précédemment, ces dernières variables ne rentrant pas dans l'analyse mais permettant de l'illustrer.

## RESULTATS

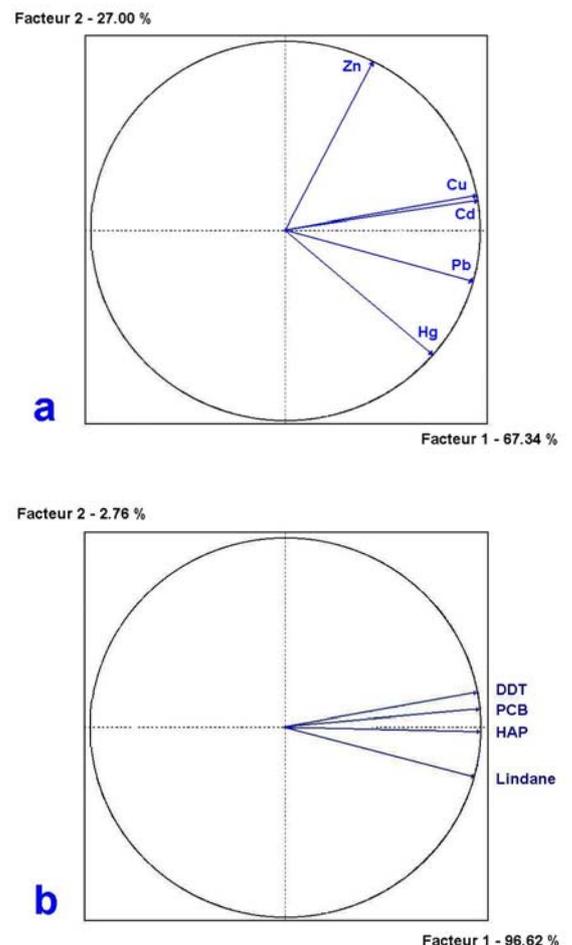
### Indicateurs de contamination chimique des nourriceries

Une première ACP a permis de démontrer que, quand les neuf contaminants sont utilisés simultanément dans la même analyse, les corrélations sont trop faibles pour parvenir à des indicateurs généraux de contamination à partir des composantes principales, ce qui revient à dire que les premiers axes de l'analyse ne permettent pas de résumer l'information contenue dans les données. C'est la raison pour laquelle des analyses distinctes ont été menées sur les contaminants organiques et métalliques.

En ce qui concerne les métaux, la première composante principale représente 67 % de la variabilité totale du jeu de données, ce qui traduit une corrélation importante entre les différents profils de contamination (figure 4a). Cela revient à dire que les différences de contamination entre les secteurs sont assez comparables d'un métal à l'autre. Il est donc possible d'utiliser la coordonnée de chaque secteur sur cette composante principale (projection de l'individu sur l'axe horizontal de la figure 4a) comme indicateur de contamination métallique.

Ce constat est encore plus évident en ce qui concerne la contamination organique puisque la première composante principale représente 97 % de la variabilité contenue dans les données (figure 4b). La première composante de cette analyse constitue donc un très bon indicateur de cette contamination.

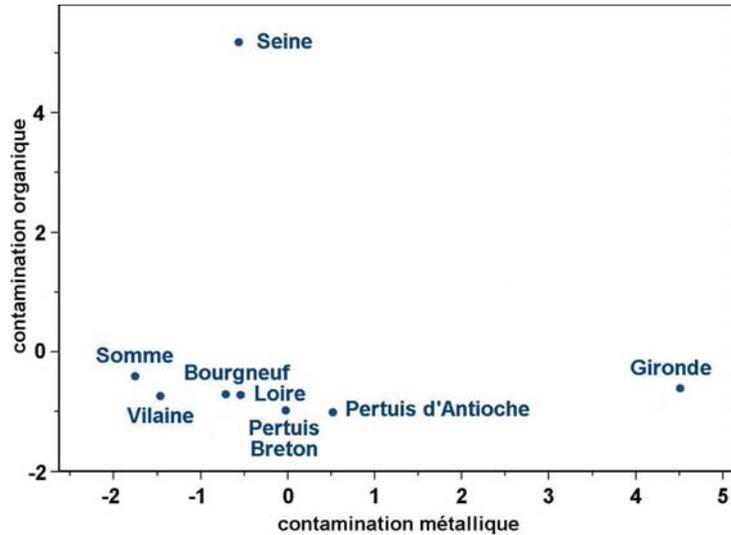
Deux secteurs ressortent par leurs coordonnées issues de ces deux analyses (figure 5) : la Gironde, très contaminée par les métaux, et la Seine, où la contamination organique est très élevée (environ 10 fois supérieure à celle des autres sites d'étude).



**Figure 4** : Cercle des corrélations entre les contaminants sur le premier plan factoriel des analyses en composantes principales menées sur les 8 secteurs de nourriceries à partir des données du RNO.

**a** : contamination métallique **b** : contamination organique.

**Figure 5 :** Niveaux de contamination des 8 secteurs de nurseries, obtenus par projection des coordonnées de ces secteurs sur le premier axe des analyses en composantes principales résumant les données du RNO en deux sources de contamination (métallique et organique).

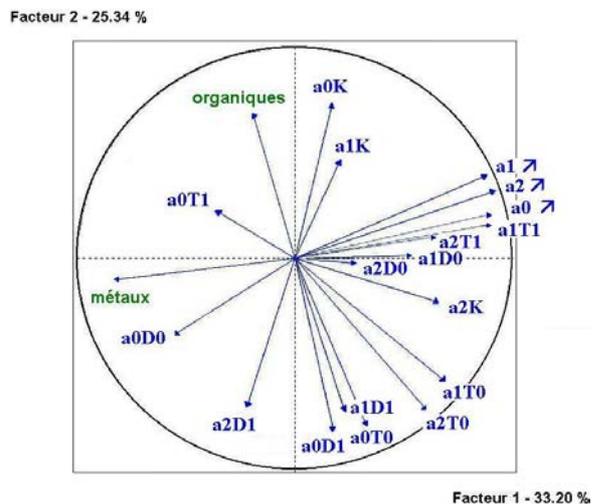


### Analyse des indicateurs écologiques

Les deux premiers axes de l'analyse multitableaux (AFM) menée pour synthétiser les données permettent d'expliquer 59 % de la variabilité totale contenue dans les données avec respectivement 33 % pour le premier axe (horizontal) et 25 % pour le second (vertical). L'examen de ce plan de projection (figure 6) permet de constater que ces données sont structurées en plusieurs groupes de variables corrélées entre elles. L'analyse de la façon dont ces données se structurent permet d'obtenir des informations sur les relations entre les indicateurs utilisés ainsi que sur les performances écologiques respectives des différents secteurs étudiés et sur les fluctuations interannuelles de ce diagnostic :

- Le premier constat marquant de ce travail est la stabilité interannuelle des résultats. A l'exception de l'indice de condition des individus nés dans l'année, la projection des variables dans ce plan reste stable d'une année à l'autre (figure 6) : même si l'on observe des inversions de direction pour deux des variables (densités des soles nées dans l'année et taille des juvéniles d'un an), l'angle de projection est assez proche d'une année à l'autre. Cela traduit une homogénéité dans la structure des données sur la période d'étude. Par ailleurs, ce résultat est fortement renforcé lorsque l'on examine la projection des différents secteurs d'étude sur ce même plan (figure 7). La position d'un secteur dans ce plan varie peu selon les années au regard des distances entre les sites. Ces résultats signifient que la structure des données et les différences de performances écologiques entre les secteurs d'études sont pérennes sur la période d'étude, ce qui valide les conclusions suivantes sur les liaisons entre les indicateurs utilisés et sur la hiérarchie entre les secteurs.

**Figure 6 :** Cercle des corrélations sur le premier plan de compromis de l'analyse factorielle multiple sur les trois années de campagnes (a0 : 2000 ; a1 : 2001 ; a2 : 2002) entre les indicateurs de performance écologique. **K** : indice de condition de Fulton ( $\text{mg}\cdot\text{mm}^{-3}$ ) pour les soles nées dans l'année, **↗** : croissance récente des juvéniles de sole nés dans l'année ( $\mu\text{m}$ ), **T0** et **T1** : longueur totale (cm), **D0** et **D1** : densités log-transformées ( $\text{ind}/10000\text{m}^2$ ) pour les juvéniles de sole nés dans l'année (0) et pour ceux de l'année précédente (1). Les indices synthétiques de contamination (métaux et organique), utilisés comme variables supplémentaires ne contribuant pas à l'analyse, sont aussi représentés.



● Le premier axe de l'analyse résume essentiellement l'information sur les variations de croissance (croissance récente et taille des individus nés l'année précédente, ce constat n'est pas vérifié pour les tailles des individus nés dans l'année, plutôt lié au second axe de l'analyse ; figure 6). Par contre, la densité d'individus âgés d'un an contribue essentiellement au second axe alors qu'il est plus difficile de se prononcer sur les densités de juvéniles nés dans l'année, moins bien représentées par ce plan. Enfin, ces deux axes ne permettent pas d'établir de diagnostic sur les résultats obtenus avec l'indice de condition, la projection de cette dernière variable présentant de fortes fluctuations interannuelles.

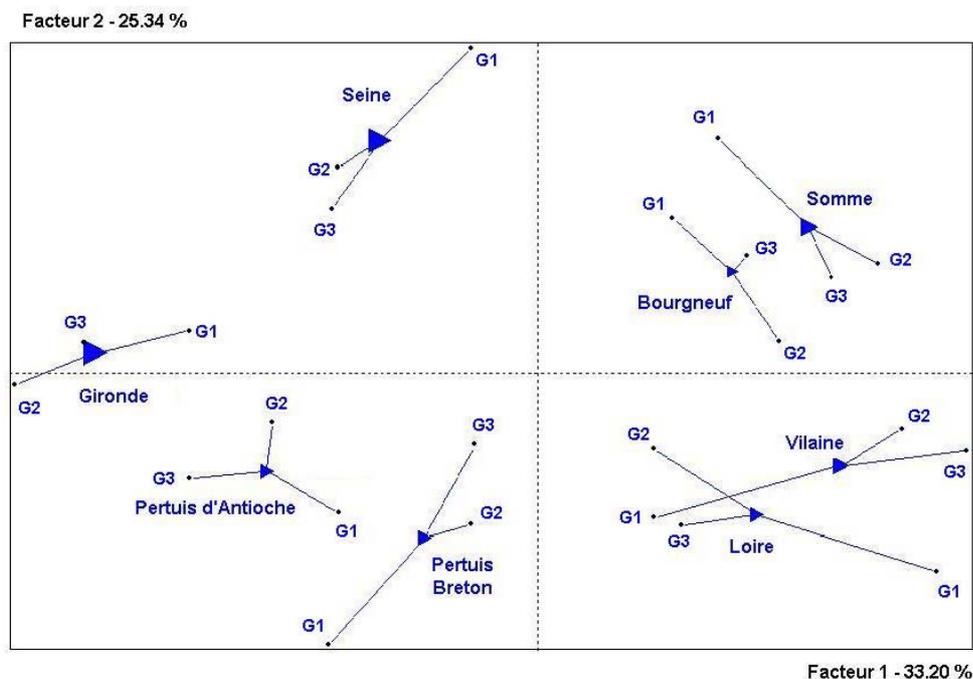


Figure 7 : Projection des coordonnées des 8 secteurs de nurseries sur le premier plan factoriel de l'analyse en composantes multiples.

Chaque triangle représente la position moyenne d'un secteur, les résultats par site, année par année, étant aussi représentés.

g1 : 2000  
g2 : 2001  
g3 : 2002

● Le positionnement des différents sites d'étude sur ce plan (figure 7), outre sa grande stabilité interannuelle, permet tout d'abord d'identifier, par projection sur le premier axe, un fort gradient latitudinal de croissance des soles du golfe de Gascogne ; la croissance des juvéniles est d'autant plus forte que la nurserie est située au nord (vers la droite de ce plan factoriel). Si l'on considère de façon séparée les deux populations de juvéniles de sole (Manche Est et Gascogne), ce constat se vérifie aussi entre l'estuaire de Seine et la baie de Somme. Au contraire, sur le second axe de l'analyse, il n'existe pas de gradient géographique ordonné, la densité de juvénile n'apparaît donc pas liée à la latitude.

	K	↗	T0	T1	D0	D1	CO	CM
K	-	-0.028	-0.160	0.202	-0.350	-0.105	0.209	-0.286
↗		-	0.210	0.281	0.198	-0.009	0.115	-0.670**
T0			-	0.148	0.322	0.493 *	-0.734**	-0.179
T1				-	0.240	-0.183	0.301	-0.524**
D0					-	0.316	-0.317	-0.112
D1						-	-0.328	-0.144

Degré de signification : \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

● Les deux indicateurs de contamination (métallique et organique), utilisés pour illustrer ces analyses et projetés sur le plan factoriel (figure 6) sont liés négativement à la plupart des variables décrivant la croissance et la densité. Plus précisément, la contamination métallique paraît liée à des croissances lentes tandis

Tableau 1 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les indicateurs de performance écologique et de contamination chimique.

K : indice de condition de Fulton ( $\text{mg} \cdot \text{mm}^{-3}$ ) pour les soles nées dans l'année, ↗ : croissance récente des juvéniles de sole nés dans l'année ( $\mu\text{m}$ ), T0 et T1 : longueur totale (taille en cm), D0 et D1 : densités log-transformées ( $\text{ind}/10000\text{m}^2$ ) pour les juvéniles de sole nés dans l'année (0) et pour ceux de l'année précédente (1), CO : Contamination organique, CM : contamination métallique.

que la contamination organique semble en relation avec des densités faibles. Ces résultats sont confirmés par des analyses statistiques sur les relations entre les niveaux de contamination et les indicateurs écologiques : des régressions linéaires permettent de démontrer que la croissance récente des juvéniles de l'année et la taille des individus nés l'année précédente sont liées négativement à la contamination métallique tandis que la taille des juvéniles de l'année est liée négativement à la contamination organique (tableau 1). Les densités des deux cohortes de juvéniles (poissons de l'année et juvéniles d'un an) sont aussi liées négativement aux indicateurs de contamination, notamment organique, mais ces relations ne sont pas statistiquement significatives (corrélation trop faible par rapport au seuil de signification de 5 % retenu pour ces tests).

- Deux secteurs de nurseries ressortent de ces analyses par leurs performances écologiques faibles en terme de croissance et de densité des juvéniles de sole (figure 7) : il s'agit de la Seine et de la Gironde, c'est à dire des deux secteurs précédemment mis en évidence du fait de leur niveau élevé de contamination. Un test statistique permet d'ailleurs de confirmer que les densités de juvéniles âgés d'un an et la taille des juvéniles nés dans l'année sont significativement plus faibles dans ces deux secteurs fortement contaminés que dans les zones de nurseries où les concentrations en contaminants sont moindres (tableau 2).

**Tableau 2** : Résultats des tests non paramétriques de Wilcoxon-Mann Whitney sur les indicateurs de performance écologique des juvéniles de sole *Solea solea* entre 2 groupes de sites : **A**: baie de Somme, baie de Vilaine, estuaire de Loire, baie de Bourgneuf, Pertuis Breton, Pertuis d'Antioche (contamination chimique relativement faible), **B** : estuaire de Seine et estuaire de Gironde (forte contamination organique ou métallique).

Variables	p	Diagnostic
K0	0.739	
↗	0.062	
T0	0.003	A>B
T1	0.790	
D0	0.205	
D1	0.033	A>B

**K0** : indice de condition de Fulton ( $\text{mg}\cdot\text{mm}^{-3}$ ) pour les soles nées dans l'année, **↗** : croissance récente des juvéniles de sole nés dans l'année ( $\mu\text{m}$ ), **T0 et T1** : longueur totale (taille en cm), **D0 et D1** : densités log-transformées ( $\text{ind}/10000\text{m}^2$ ) pour les juvéniles de sole nés dans l'année (0) et pour ceux de l'année précédente (1). **P** : risque de diagnostic erroné.

## DISCUSSION

### Réponse composite, hétérogénéité des populations et gradients géographiques

L'interprétation d'indicateurs de performances écologiques est toujours très délicate et ce pour plusieurs raisons :

D'une part, la réponse des organismes aux modifications environnementales se fait aux différents niveaux de l'organisation biologique, de la cellule à la communauté en passant par l'individu et la population. Or la réponse biologique aux modifications environnementales est d'autant plus intégrative que le niveau d'organisation est complexe. C'est la raison pour laquelle il existe toute une gamme d'indicateurs dont les niveaux d'intégration sont très différents, depuis le niveau cellulaire (réponse très rapide, à l'échelle de l'heure) jusqu'aux peuplements et aux écosystèmes (réponse lissée sur plusieurs années). La croissance, la condition et la densité se situent au sein de cet ensemble de méthodes dont la rapidité de réaction est inversement proportionnelle à la signification écologique. Il est donc préférable d'utiliser plusieurs indices ayant un temps de réponse différent, afin d'intégrer les variations à différents niveaux et d'estimer de façon fiable l'état de santé des individus afin d'apprécier la qualité de leur habitat. Dans ce cadre,

l'utilisation simultanée d'outils dont le temps de réponse est de quelques jours (la croissance récente et la condition), et d'autres intégrant le signal à l'échelle du premier semestre de vie (la taille et la densité des individus nés dans l'année) ou des deux premières années (la taille et la densité des individus nés l'année précédente) apparaît pertinente pour fournir un diagnostic fiable. Ce constat pourrait toutefois être validé par une approche similaire sur d'autres espèces, afin de vérifier si ces résultats ne sont pas spécifiques à la sole et s'ils peuvent être généralisés pour un diagnostic sur la fonctionnalité halieutique de ces systèmes côtiers et estuariens.

D'autre part, plusieurs facteurs naturels et/ou anthropiques peuvent interférer et occasionner des disparités spatio-temporelles dans la réponse de ces indicateurs. Dans cette étude, l'interprétation des résultats obtenus dans l'optique d'une comparaison de différents secteurs de nourricerie est facilitée par leur stabilité relative d'une année sur l'autre, les variations spatiales étant très supérieures aux variations interannuelles. Toutefois, l'analyse de la cause des disparités de performances écologiques entre nourriceries reste délicate pour deux raisons majeures : Tout d'abord cette étude sur le littoral français de Manche-Atlantique porte sur deux populations distinctes de sole (Manche Est et Golfe de Gascogne). Des travaux préalables ont démontré que certains indicateurs diffèrent significativement d'un stock à l'autre, et notamment l'indice de condition qui est systématiquement plus élevé en Manche Est. Ensuite, les résultats obtenus sur le golfe de Gascogne ont démontré un gradient latitudinal de croissance. Toutefois, ces travaux ont conduit à conclure que ces différences ne sont très probablement liées ni à une hétérogénéité génétique, ni aux différences dans le cycle de vie et dans la date d'arrivée sur les nourriceries, ni à la température. Par conséquent, il paraît logique d'examiner les disparités spatiales constatées dans les indicateurs de performance écologique en les mettant en relation avec la qualité de l'habitat. Les résultats doivent toutefois être analysés en tenant compte de la disparité probable dans les indicateurs de croissance et de condition entre les deux stocks et sans négliger l'influence possible de facteurs naturels sur ces disparités spatiales.

## Signal de perturbation anthropique

Malgré les limites d'interprétation énoncées ci-avant, les résultats obtenus dans cette étude semblent démontrer une relation négative entre le niveau de contamination et les indicateurs basés sur la croissance et la densité de juvéniles de sole, mettant surtout en évidence les faibles performances écologiques de deux secteurs estuariens particulièrement contaminés, aux embouchures de la Seine et de la Gironde. Ces résultats sont en accord avec les conclusions obtenues dans d'autres études sur la relation entre la croissance et la survie des poissons et la qualité chimique du milieu : plusieurs travaux ont en effet démontré que les performances de croissance de différents poissons benthiques sont affectées par la contamination du milieu. Dans le golfe de Gascogne, il a par ailleurs été mis en évidence que la variabilité génétique du flet *Platichthys flesus* est plus faible dans les estuaires contaminés que dans un secteur de référence exempt de contamination ; seuls les individus possédant un patrimoine génétique leur permettant de résister à la contamination survivent en zone impactée.

Du fait que les nourriceries très contaminées de Seine et de Gironde ne concernent pas la même population de sole, qu'elles sont très éloignées l'une de l'autre, qu'elles subissent des conditions hydroclimatiques distinctes et que la nature de la contamination chimique y est différente (contamination organique en Seine et métallique en Gironde), il est important d'accorder à ces deux secteurs une attention spécifique.

## L'estuaire de Seine

Ce secteur se distingue par sa contamination organique très élevée puisque, si l'on prend l'exemple des PCB, la contamination y est 10 fois supérieure à celle des autres secteurs (données RNO sur les mollusques : 321  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  p.s. en Seine, de 26,2 à 55,7  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  p.s. sur les autres sites ; ces résultats sont confirmés pour l'ensemble des contaminants organiques par des dosages dans des foies de sole). Or, il semble peu probable que les mauvaises performances écologiques des juvéniles de sole sur ce secteur (très faible densité de juvéniles, croissance limitée) soient occasionnées par des différences de température et/ou de disponibilité en nourriture, c'est à dire par les deux principaux facteurs naturels qui conditionnent la qualité de l'habitat. En effet, en Manche Est la température à la côte est très homogène sur tout le littoral et les disponibilités en proies benthiques sont fortes, notamment en estuaire de Seine. Des travaux récents ont d'ailleurs démontré que la nourriture n'est pas un facteur limitant pour la croissance des juvéniles de sole en Manche Est. Il paraît donc logique de lier les faibles performances écologiques de ces juvéniles à la mauvaise qualité du milieu, et notamment à la contamination organique. Ces résultats confirment d'ailleurs des travaux préalables, qui avaient déjà mis en évidence la faible densité de juvéniles de sole et de plie dans cet estuaire, par comparaison avec l'ensemble du littoral franco-britannique de Manche Est, ainsi que d'autres résultats, qui démontraient les faibles performances de croissance des juvéniles de sole dans l'estuaire de Seine par comparaison avec trois autres estuaires du littoral français de Manche Est. Ils sont par ailleurs corroborés par des travaux d'écotoxicologie qui soulignent le stress des organismes marins du fait de la forte contamination en estuaire de Seine, à l'origine de coûts métaboliques élevés et de perturbations du développement.

## L'estuaire de la Gironde

Ce secteur se caractérise par sa forte contamination métallique, tout particulièrement par le cadmium pour lequel la contamination est 10 fois supérieure en Gironde à celle des autres secteurs (données RNO sur les mollusques : 27,4  $\text{mg.kg}^{-1}$  p.s. en Gironde et de 0,7 à 3,1  $\text{mg.kg}^{-1}$  p.s. sur les autres sites). Par ailleurs, les performances écologiques des juvéniles de sole y sont médiocres (croissance très faible des juvéniles et bas niveau de densité). Or du fait des gradients thermiques longitudinaux, ce secteur est celui où la température de l'eau est la plus élevée, et donc la plus favorable à la croissance des juvéniles de sole. Par ailleurs, une étude du rapport ARN/ADN dans les juvéniles de sole des secteurs de nurseries du golfe de Gascogne a montré que le niveau de cette mesure qui permet de quantifier la limitation nutritive des juvéniles était suffisant sur l'ensemble de la zone pour exclure toute carence significative dans les disponibilités alimentaires. Par conséquent, la mauvaise croissance et les densités faibles de juvéniles de sole en estuaire de Gironde semblent devoir être mis en relation avec la forte contamination métallique de ce secteur, tout particulièrement du fait des fortes teneurs en cadmium, métal particulièrement toxique et dont l'effet négatif sur la croissance et la survie des poissons est avéré.

Par ailleurs, des études précédentes ont démontré que cette contamination métallique qui provient du bassin versant de la Gironde affecte aussi les secteurs adjacents et notamment les pertuis charentais, ce que confirme la Figure 5. Il est donc possible que le gradient sud-nord apparent dans les performances écologiques des juvéniles de sole dans le golfe de Gascogne soit occasionné par une forte contamination métallique des secteurs d'étude situés au sud, (Gironde et pertuis charentais) ; il serait toutefois très hypothétique de conclure sur ce point à partir de ce seul travail.

## CONCLUSION

Cette étude se base sur une comparaison de la croissance et de la densité des juvéniles de sole entre différents secteurs de nourricerie pour estimer la qualité de ces habitats essentiels au renouvellement des ressources halieutiques. La croissance et la survie des jeunes poissons ont en effet été identifiées comme des indicateurs pertinents de la qualité de ces habitats. Il s'agit d'une approche composite utilisant différents indicateurs de performance écologique avec des temps de réponse et des niveaux d'intégration différents, afin de parvenir à un diagnostic synthétique qu'il n'est pas possible d'atteindre par une étude mono-facteur.

Bien qu'il soit difficile de dissocier les causes naturelles et/ou anthropiques des disparités constatées, cette étude menée sur le littoral de Manche Est et du golfe de Gascogne a permis de mettre en évidence que les performances écologiques sont significativement inférieures dans les deux estuaires les plus contaminés par rapport aux autres secteurs de nourricerie de soles. Selon toute vraisemblance, ce résultat est lié à la mauvaise qualité de l'habitat, et notamment à la contamination chimique, dans ces secteurs à forte pression anthropique.

Les efforts de recherche devront désormais se porter sur des analyses à échelle plus fine, afin d'examiner si, au sein d'un secteur de nourricerie, il existe des différences significatives dans les performances écologiques des juvéniles de poissons en fonction du niveau de l'impact anthropique sur les habitats. L'incapacité des juvéniles de poisson à éviter les zones les plus contaminées devrait conduire à des résultats à cette échelle. Par ailleurs, des approches expérimentales devront être menées afin d'identifier les effets physiologiques de la contamination, notamment pour analyser les effets de molécules non suivies en routine par le RNO (en particulier les substances à effets œstrogéniques).



### **Remerciements**

*Cette étude a été menée dans le cadre de plusieurs programmes nationaux de recherche : programme national d'écologie côtière, chantier golfe de Gascogne ; programme Seine Aval 2, volet halieutique ; programme Liteau Erika-Ectophy ; défi golfe de Gascogne de l'IFREMER.*

*Nous tenons à remercier nos collègues de l'IFREMER Anne Grouhel, pour son assistance et ses conseils dans l'utilisation des données RNO, Véronique Loizeau pour son travail conjoint sur la contamination de la sole et sa collaboration, ainsi que Marie Laure Cochard et Yvan Schlaich, pour les prélèvements de sole réalisés en baie de Somme et en estuaire de Seine.*



Coordination et réalisation : Didier CLAISSE  
Cartes des pages 2 et 21 : Bernard RAFFIN  
Conception et réalisation du poster central : didier CLAISSE et Morgan LE MOIGNE

Impression et couverture :  
Goubault S.A. - B.P. 38. - 44240 La Chapelle / Erdre - Tél. 02 51 12 75 75

Dépôt légal 4<sup>ème</sup> trimestre 2004

ISSN 1620 - 1124



Direction de l'Eau  
20, avenue de Ségur, 75302 PARIS 07 SP



Centre de Nantes  
Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral  
BP 21105, 44311 NANTES CEDEX 3

**ISSN 1620 - 1124**