PRESSIONS ET IMPACTS

GOLFE DE GASCOGNE

PRESSIONS ET IMPACTS

GOLFE DE GASCOGNE

JUIN 2012

PRESSIONS CHIMIQUES ET IMPACTS ASSOCIÉS
Contamination par des substances dangereuses

Impacts des substances chimiques sur l'écosystème

Joël Knoery
(Ifremer, Nantes).

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie
Agence des aires marines protégées
Ifremer

Nota : Les concentrations en substances dangereuses dans le milieu sont détaillées dans la contribution thématique « Substances chimiques problématiques » de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique.

L'exposition des organismes marins à des concentrations suffisamment élevées de substances toxiques cause une gamme d'effets biologiques à différents niveaux d'organisation du vivant.

Cet impact est détectable sur l'intégrité du génome et s'étend jusqu'au fonctionnement de l'écosystème.

Parmi les substances chimiques dont la toxicité pour l'environnement est reconnue, on trouve le cuivre, le cadmium, le plomb, le mercure, le zinc et leurs formes organiques. Les contaminants organiques ayant également un impact sur l'écosystème incluent les polluants organiques persistants (POP) ainsi que les composés plus récemment étudiés, tels que les hormones et les molécules pharmaceutiques. On sait par exemple que le tributylétain (TBT), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le cuivre réduisent la biodiversité du compartiment benthique[1]. Certains mammifères – phoques gris, dauphins, etc. – peuvent voir leur population décroître, leur immunité et/ou leur taux de reproduction affectés par les HAP et les contaminants organohalogènes tels que PCB, DDT, HCH, etc. Enfin, les oiseaux et les poissons sont également affectés par ces contaminants, que l'on retrouve pour certains dans l'ensemble du réseau trophique.

1 Rapport du groupe de travail sur le BEE Descriptor 8: « Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects ». Annexe II (janvier 2010).

Cependant, dans l'état actuel des connaissances, il est très difficile, même pour une seule classe de composés chimiques, de caractériser ses effets en fonction de la durée d'exposition, de la concentration de la substance, de sa variation dans le temps. De plus, les propriétés antagonistes ou synergiques des différentes substances présentes dans le milieu naturel rendent la caractérisation de leurs effets biologiques encore plus difficile.

En effet, les organismes sont soumis à de multiples facteurs environnementaux – température, salinité, richesse trophique – et l'adaptabilité des organismes à un forçage continu dans le temps est variable. Par ailleurs, il existe des difficultés d'échantillonnage et d'analyse du matériel biologique.
Si les observations des effets biologiques sont qualitativement précieuses, notamment lors de criblages ou de diagnostics ponctuels, leur utilisation à l'échelle de la sous-région marine comme outil d'évaluation d'un état écologique n'est pas encore fiable aujourd'hui.

En effet, les relations entre l'exposition *in situ* aux mélanges de substances effectivement présentes et l'intensité de la réponse biologique sont encore mal caractérisées. Dans le cadre de l'élaboration du « Quality Status Report » de 2010, il a été stipulé qu'il était souhaitable de poursuivre le développement des indicateurs biologiques d'effet des contaminants jusqu'à ce que leur maturité soit atteinte [1]. En conséquence, OSPAR a utilisé un seul bioindicateur, l'imposex, pour établir l'état des pressions et impacts biologiques. C'est également l'imposex qui est retenu pour la présente synthèse.

1. L'IMPOSEX COMME BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION PAR LE TBT

Un seul effet biologique est suivi en routine dans le cadre de la surveillance du milieu marin français : l'imposex ou la masculinisation de femelles de la nucelle (*Nucella lapillus,* figure 1). Ce phénomène est un bioindicateur spécifique puisque son intensité est une fonction univoque de la pollution par le tributylétain et les organoétains en général [2]. Les rapports annuels de suivi de l'imposex sur les côtes françaises sont disponibles en ligne, sur le site Envlit, à l'adresse suivante : http://envlit.ifremer.fr/documents/bulletins/rno .

Figure 1 : Photo de nucelle (*Nucella lapillus*) (Sources : http://www.mer-littoral.org/).

Nucella lapillus est un mollusque gastéropode marin appelé communément « pourpre » ou « bigorneau de chien », que l'on peut observer sur les côtes françaises entre Arcachon et la frontière belge. Il est très sensible aux perturbations endocriniennes induites spécifiquement par la présence dans le milieu marin de composés synthétiques de l'étain. Ceux-ci ont été utilisés comme principe actif des peintures antisalissures, notamment le tributylétain (TBT), dont l'usage civil est désormais interdit par la réglementation en vigueur[2]. Ils se retrouvent sous leur forme initiale ou sous la forme de produits de dégradation (mono- et dibutylétain) dans l'environnement marin.

2 La convention « Anti-fouling Systems on Ships » (AFS), convention de l'Organisation Maritime Internationale (OMI) sur le contrôle des systèmes antisalissures nuisibles sur les navires, adoptée en 2001, est entrée en vigueur en septembre 2008. L'interdiction sur les composés organostanniques sur les navires a été ratifiée par le Règlement CE/782/2003 du Parlement Européen.

Malgré les limitations inhérentes au choix par défaut de cet unique bioindicateur, la pertinence de l'utilisation de l'imposex repose d'abord sur sa forte réponse biologique, puisque celle-ci débute dès l'exposition à des teneurs de 0,003 parts par milliard. Cette concentration représente une masse de TBT de 7,5 mg (environ le volume d'une tête d'épingle) diluée dans une piscine olympique. Ces niveaux très bas sont atteints dès qu'on se place en milieu marin ouvert, ce qui montre l'ampleur de la dilution des apports anthropiques et la nécessité d'utiliser des bioindicateurs qui sont sensibles à de telles dilutions. La pertinence de l'imposex repose aussi sur le comportement biogéochimique d'une molécule hydrophobe et liposoluble, comportement qui est analogue à celui d'autres polluants organiques persistants, dont les PCB et HAP. Le TBT et ses produits de dégradation sont non-rémanents, et donc cet aspect de son comportement le rapproche d'autres contaminants tels que certains pesticides. L'imposex est le bioindicateur qui représente le meilleur compromis en termes de fiabilité et de représentativité.

2. MÉTHODOLOGIE

Au vu des ressources disponibles, l'approche qui a été choisie pour étudier les effets des contaminants sur les organismes est d'utiliser exclusivement les données bancarisées de surveillance du milieu marin. En effet, la validation et la qualification des données par un expert indépendant de la mesure sont préalables à leur bancarisation dans la base Quadrige[2].

Par ailleurs, cette bancarisation suppose l'intégration des mesures à un programme de surveillance coordonné pour être géographiquement homogène et continu dans le temps. Ces propriétés permettent de comparer des zones entre elles et d'établir des tendances temporelles fiables. Ces immenses avantages de pertinence, fiabilité, homogénéité et disponibilité des données requises pour construire cet état initial restreignent toutefois le jeu de données disponibles.

Les données imposex sont générées par la dissection de *Nucella lapillus :* une incision longitudinale du plafond de la cavité palléale est pratiquée chez toutes les femelles collectées dans un échantillon de 50 individus. Cette dissection permet d'observer l'éventuel développement d'organes sexuels mâles chez la femelle. Cet effet biologique est quantifié en fonction du degré de développement constaté de ces organes. Ainsi, différents stades de développement sont utilisés, pour constituer un index de *Vas Deferens Sequence* (=VDSI ou imposex), ou séquence de formation du canal déférent allant de 0 (absence de toute trace de développement d'organe) à 6 (stérilité des femelles due à leur masculinisation ; Annexe 1).

Au stade de VDS 1, une ébauche d'organe sexuel mâle est visible derrière le tentacule oculaire droit. Lorsque le conduit appelé canal déférent chez le mâle, apparaît au niveau de la papille génitale femelle, le stade 2 est atteint. Au stade suivant, une deuxième portion du canal déférent émerge dans la continuité du conduit pénien. Au stade 4, les deux portions du canal déférent ont fusionné. Si le canal déférent se développe au point d'obstruer la papille génitale, la femelle a atteint le stade 5 ; elle est stérilisée. Au stade 6, la stérilité de la femelle est confirmée par la présence de pontes avortées au sein de la glande à capsules.

Les données issues d'études de la distribution spatiale et temporelle de l'imposex sur les *Nucella lapillus* des côtes françaises sont extraites de la base Quadrige[2] (données extraites en mai 2011) et correspondent à la totalité des données acquises entre 2003 et 2009. Les sites de Concarneau, Lorient et Arcachon sont suivis depuis 2003. Ces sites comprennent plusieurs stations de suivis. Trois autres stations sont également suivies : plage de la Courance, pointe du Chay et Saint-Palais-sur-Mer. Au total, 40 stations de suivi sont réparties sur l'ensemble de la sous-région. Dans le bassin d'Arcachon, *Nucella lapillus* étant absent, *Ocenebra erinacea*, qui est une autre espèce indicatrice, a été utilisée [2]. Pour chacune des stations, les résultats sont donnés pour la dernière année d'échantillonnage effectué. En effet, le suivi a été progresssivement abandonné dans les stations qui montraient un indice VDS faible pour se focaliser sur les lieux montrant un problème. Ainsi, le suivi est passé de 33 points en 2003 à 15 en 2009.

3. IDENTIFICATION DES ZONES À PROBLÈMES POTENTIELS (HOT SPOTS) ET ÉVOLUTION INTER-ANNUELLE

La figure 1 montre la distribution des VDSI dans le golfe de Gascogne. De façon à rendre possible leur lecture synthétique, un code de couleur a été adopté. Afin de pouvoir mettre en évidence une gradation dans l'intensité de l'imposex, et donc de localiser les zones les plus affectées, les limites entre les couleurs sont différentes de celles adoptées par la convention OSPAR. En effet, celle-ci ne reconnaît que deux catégories, « satisfaisant » ou « insatisfaisant », et place dans cette dernière catégorie l'ensemble du linéaire côtier français à l'exception de deux stations dans le Finistère et à l'embouchure de la Gironde.

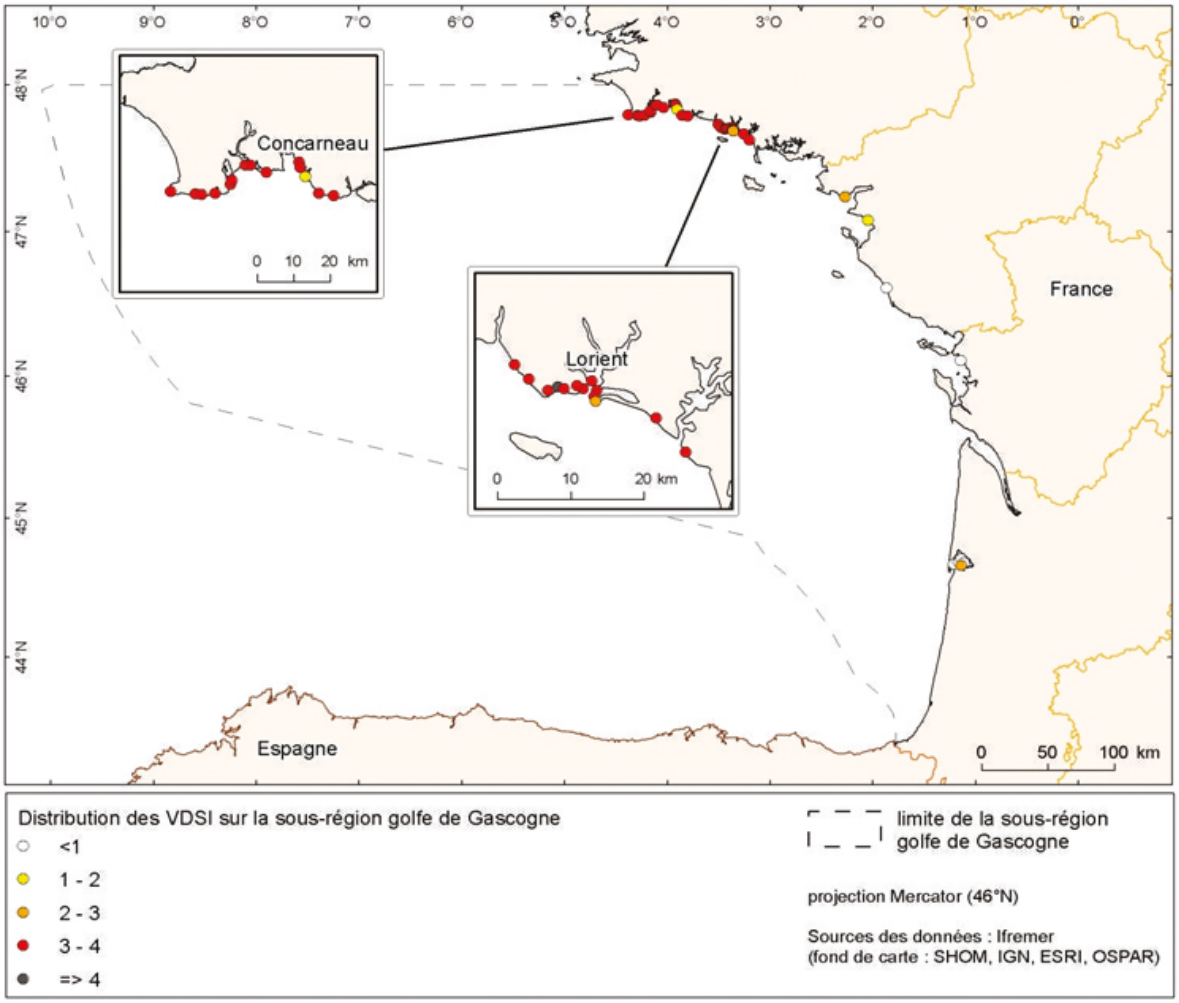


Figure 2 : Distribution des VDSI (*Vas Deferens Sequence* Index ou imposex) dans le golfe de Gascogne. Le VDSI varie de 0 (absence de masculinisation des femelles de *Nucella Lapillus*) à 6 (stérilité des femelles) (Sources : Ifremer, 2011).

Le littoral du golfe de Gascogne est marqué par deux zones relativement étendues et fortement impactées : la région de Concarneau (25 milles) et le littoral marin autour de la rade de Lorient (figure 2). Il est intéressant de noter que le bassin d'Arcachon a un imposex moyen entre 2006 et 2009 légèrement supérieur à 1 alors que c'est le lieu où les premiers effets biologiques liés à la présence de TBT ont été détectés à la fin des années 1970.

Les plus faibles imposex sont enregistrés historiquement sur l'extérieur de l'isthme de Quiberon et depuis 2009 à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde, à Saint-Palais (figure 2). Ces deux zones sont caractérisées par un niveau élevé d'énergie des vagues qui ne favorise pas la sédimentation (Quiberon) et/ou qui accélère le transit des particules détritiques (Saint-Palais). Ces sédiments étant la principale source de TBT, les observations sont conformes aux attentes. Hormis ces deux exceptions, les autres zones échantillonnées depuis 2003 présentent toutes des degrés d'imposex faibles à moyens (figure 2), suggérant que l'ensemble du linéaire côtier de la zone est mesurablement affecté par les effets liés à la perturbation endocrine du TBT.

Une baisse de la contamination par le TBT de la zone a été constatée entre 2003 et 2009, à la fois par la baisse des valeurs de l'imposex, et par la baisse du nombre d'observations de femelles stériles et l'augmentation du nombre des femelles indemnes. Il est à noter que cette baisse démontre une diminution dans le temps de la contamination au TBT dans le golfe de Gascogne, mais que son ampleur est rendue difficile à quantifier par l'apparition très récente du syndrome de Dumpton (SD) qui insensibilise des femelles de *Nucella lapillus* aux perturbations endocriniennes du TBT. La diminution de la pollution par le TBT entraîne une gêne accrue du syndrome de Dumpton (SD) dans le suivi de l'imposex le long des côtes françaises. Le besoin de discriminer les phénotypes (SD ou sensible au TBT), de façon fiable quelles que soient les conditions environnementales, a été exprimé clairement dans le dernier rapport [3]. À l'issue du suivi de 2008, la nécessité de mettre au point un outil de diagnostic du SD a été reconnue.

4. AUTRES TECHNIQUES DE BIOINDICATION

En dépit de l'indisponibilité d'autres bioindicateurs pertinents à l'heure actuelle, il existe des techniques de bioindication en cours de développement qui permettront d'identifier les effets des contaminants sur lesorganismes vivants. Concernant les poissons, on étudie les biomarqueurs suivants : cytochrome P450 (EROD), adduits à l'ADN, stabilité lysosomale, vittelogénine, métallothionéines, ALA-D, AChE, pathologie externes et lésions hépatiques.

La pathologie des poissons est étudiée dans le cadre du CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme) de la convention OSPAR et reprise dans un indicateur [4]. Cet indicateur n'est pas encore validé scientifiquement, mais il devrait à terme permettre d'évaluer la santé des populations halieutiques et l'impact des pressions anthropiques exercées sur les poissons sauvages [1]. Aujourd'hui, il permet d'observer que la santé de l'ichtyofaune en général s'est détériorée entre les années 1990 et les années 2000. Ceci suggère seulement un déclin général des conditions environnementales qui est peut-être, mais pas forcément, lié à la contamination chimique [1].

De manière générale, il est souhaitable de poursuivre le développement des indicateurs biologiques d'effet des contaminants jusqu'à leur maturité [1]. Ce travail de validation est en effet une étape préalable nécessaire à la conduite d'une surveillance et à l'évaluation des effets biologiques sur le fonctionnement des écosystèmes. Cette surveillance peut venir en complément aux analyses chimiques.

5. DONNÉES MANQUANTES ET BESOINS D'ACQUISITION

L'effet biologique adapté à une surveillance opérationnelle est l'imposex. Aujourd'hui, il est le seul effet biologique dont le coût de suivi et l'interprétabilité des résultats offrent un compromis acceptable pour la surveillance du milieu à l'échelle pertinente pour cet état initial. Pour inclure à l'avenir d'autres effets biologiques dansune évaluation globale des pressions et impacts, il faudra que ceux-ci passent les différentes étapes de validation scientifique et méthodologique pour être utilisables et intercomparables entre laboratoires.

En toute rigueur, les données du suivi imposex ne sont représentatives que de la bande littorale, puisque les pourpres servant à cette évaluation sont collectées uniquement dans la zone intertidale. Bien que cette zone inclue les ports où la contamination historique par le TBT et les effets biologiques induits par sa rémanence dans les sédiments dépassent la contamination actuelle, elle exclut la zone pélagique impactée par les contaminations directement liées au trafic maritime actuel, particulièrement important dans cette sous-région marine.

La remise en suspension de TBT enfoui dans le sédiment à l'occasion de clapage au large de boues de dragage portuaire est potentiellement ignorée.

De façon générale, il faudrait accroître le nombre d'indicateurs d'effets biologiques utilisables et utilisés pour uneobservation globale des effets des contaminants, car il n'y en a qu'un seul à présent : l'imposex. Ce travail de développement scientifique et méthodologique, suivi de sa diffusion pour une large mise en œuvre qui doit être homogène et stable dans le temps, représente un travail de fond en recherche et développement, qui doit être poursuivi et soutenu.

6. CONCLUSION

Les effets biologiques des contaminants, tels que révélés par les données représentatives, sont fortement visibles sur l'ensemble du littoral considéré (sauf sur la côte sauvage de la presqu'île de Quiberon), mais leur intensité a diminué dans les zones à problèmes (Concarneau, Arcachon), de même que leur étendue géographique, si l'on admet que les zones non contaminées à un moment donné ne sont pas contaminées ultérieurement. Ces deux dernières constatations sont encourageantes car elles signifient une amélioration de la qualité de l'environnement chimique marin. Elles doivent toutefois être modérées par l'insensibilisation croissante de *Nucella lapillus* à la contamination par le TBT. Il est par ailleurs difficile d'extrapoler sur les effets des contaminants dans la sous-région marine à partir des seules données d'imposex.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] Commission OSPAR, 2010. Bilan de santé 2010. Commission OSPAR, Londres. 176 pp. (version française du Quality Status Report 2010). Disponible sur : http://qsr2010.ospar.org/fr/index.html

[2] Huet M., Koken M., 2010. Intensité de l'imposex chez *Nucella lapillus* le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique en 2009 - Convention 2009 - Action 7. 37p.+ annexe.

[3] Huet M., Le Goïc N. et Gibbs P.E., 2008. Appearance of a genetically-based pollution resistance in a marine gastropod, Nucella lapillus, in southwest Brittany : a new case of Dumpton Syndrome. J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 88(7) : 1475-1479.

[4] Commission OSPAR, 2009. CEMP assessment report : 2008/2009. Monitoring and assessment series. OSPAR Commission, Londres. 66 pp.

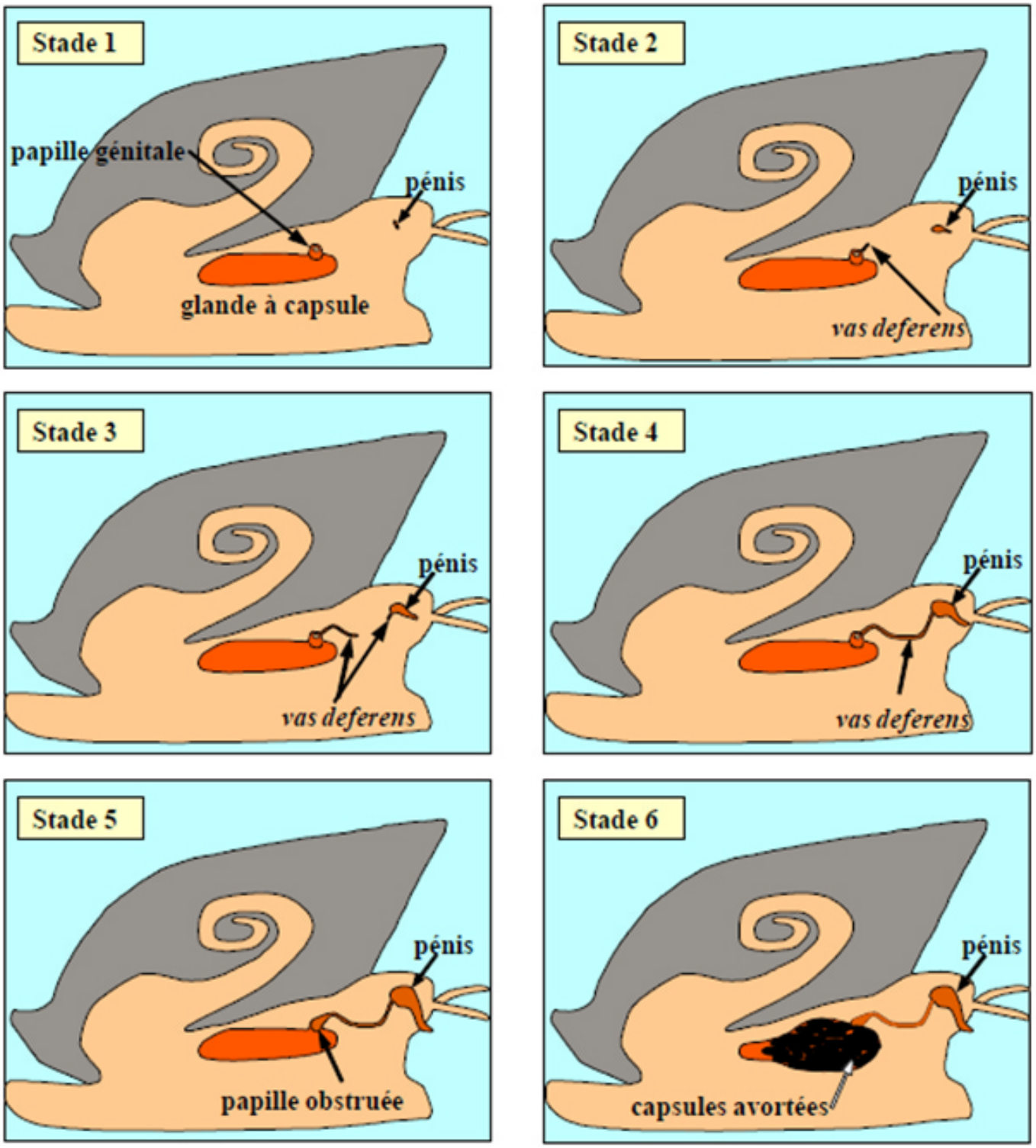
LISTE DES ABRÉVIATIONS

CEMP : Coordinated Environmental Monitoring Programme (Surveillance continue de l'environnement) qui est un des programmes définis par la Convention Ospar

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

POP : Polluant organique persistant

TBT : Tributyl Etain. Composé organométallique extrêmement toxique utilisé comme principe actif des peintures anti-salissures des ouvrages immergés.

VDSI : Vas Deferens Sequence Index (indice de séquence de formation du canal déférent)

Annexe 1 : Schéma des différents stades de VDS chez *Nucella lapillus* (source : Huet et Koken, 2010)