

Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine

(Bretagne sud, Pays de la Loire, Poitou-Charente)
Secteur de la Presqu'île de Quiberon à l'île de Ré

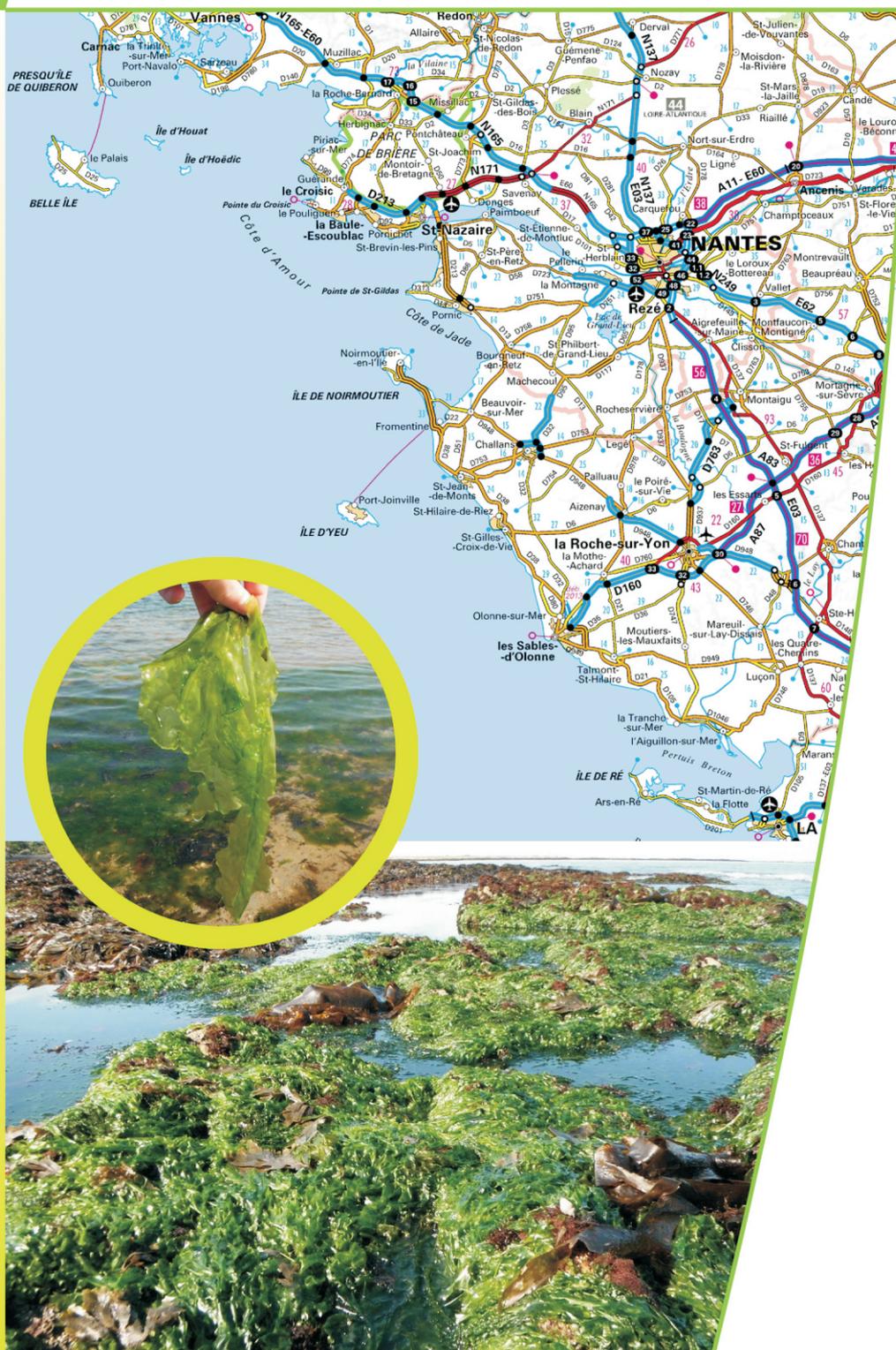
Mission A: Synthèse bibliographique et application au secteur d'étude

**ANALYSE
ET CONNAISSANCE**
Collection

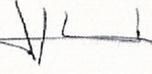
n° 96



PRÉFET
DE LA RÉGION
PAYS DE LA LOIRE



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	2/90

Objet					
Document de synthèse					
Rédacteur			CEVA/Nadège ROSSI – Laure NOEL		
Visas					
Structure	CEVA	CEVA	DREAL		
Nom	Sylvain Ballu	Nadège ROSSI	Hélène LEGRAND		
Qualité	Chef Projet	Responsable qualité	Pilotage Etude		
Visa					



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	3/90

RESUME

Le rapport interministériel « Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes » effectué en mars 2012 a permis de faire un bilan complet sur les connaissances générales acquises sur les phénomènes de marées vertes se déroulant en Bretagne. Le présent rapport permet d'aborder à nouveau les questions posées dans le cadre du rapport interministériel pour une description et une compréhension des marées vertes se déroulant sur la façade atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine entre Quiberon et l'île de Ré. Il s'inscrit dans le premier volet (étude bibliographique) de l'étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine (Pays de la Loire et régions limitrophes) portée par la DREAL Pays de la Loire.

Echouages algaux et marées vertes sur le secteur d'étude

Sur le secteur d'étude, différents types d'échouages algaux sont observables et se différencient par leur composition en algues. Les **échouages algaux essentiellement composés d'algues brunes et rouges** sont fréquents et représentatifs d'un **phénomène naturel**. Les algues échouées proviennent des platiers rocheux¹ alentours desquels elles sont arrachées lors d'événements climatiques induisant un fort hydrodynamisme. Ces échouages ont un rôle écologique important puisqu'ils servent à la fois de refuge et de nourricerie. Par ailleurs, leur simple présence peut contribuer au maintien du sable en place sur les plages concernées.

Lorsque la composition de ces échouages change et que les **algues vertes en lame** (ulves) constituent **au moins 30 % de l'échouage**, il est alors question de **marées « vertes » d'arrachage**. L'augmentation de la proportion en ulves est signe d'un **déséquilibre** de l'écosystème notamment en lien avec l'**eutrophisation** induite par les **apports anthropiques** en éléments nutritifs au milieu marin.

Les marées « vertes » d'arrachage diffèrent des marées **vertes à ulves dérivantes** se déroulant dans les grandes baies bretonnes de par leur mode de développement et la composition des échouages. Les ulves composant les marées vertes à ulves dérivantes font la totalité ou la majeure partie de leur croissance en phase libre et sont les seules à s'échouer. Dans le cas des marées « vertes » d'arrachage, les ulves proviennent majoritairement des **platiers rocheux** sur lesquelles **elles ont poussé fixées avant d'être arrachées en même temps que les autres algues présentes sur le platier, ce qui conduit à des échouages mixtes**.

Même si les marées « vertes » d'arrachage sont majoritaires sur le secteur d'étude, **des marées vertes à ulves dérivantes** s'accompagnant d'échouages principalement composés d'algues vertes sont toutefois observables au niveau de la baie de **Pont-Mahé**.

Dans le secteur de la baie de Quiberon, dans la région de Saint-Nazaire, sur l'île de Noirmoutier et dans la baie de Bourgneuf, la présence d'ulves formant des « champs » a été observée dès la **fin des années 1970**.

¹ Le platier rocheux est la zone rocheuse se situant sur l'estran et accessible à pied à marée basse. Selon les secteurs, il peut se prolonger dans la zone infralittorale. S'il n'est pas trop exposé aux vagues, le platier sert de support de fixation aux algues et notamment aux grandes algues d'habitat qui abritent de nombreux organismes assurant ainsi un maintien de la biodiversité.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	4/90

D'importants échouages algaux composés d'autres algues telles que **des algues vertes filamenteuses** (*Enteromorpha* sp.), **des algues brunes** (*Pylaiella* sp.) ou **des algues rouges** (*Solieria chordalis*) ont été ponctuellement répertoriées sur le secteur d'étude. Les zones de Quiberon et de la Presqu'île de Rhuy sont les plus régulièrement touchées, d'importants échouages de *Solieria chordalis* étant récurrents sur ce secteur. Les causes de ces proliférations sont multifactorielles et ne sont pas forcément en lien direct avec une augmentation des sels nutritifs dans le milieu contrairement aux marées vertes à ulves. Ces proliférations **importantes** et **monospécifiques**² sont généralement **indicatrices d'une perturbation** du milieu.

Les facteurs favorisant le développement d'algues vertes

En premier lieu, des **apports suffisants en nutriments c'est-à-dire azote et phosphore sont nécessaires** pour une colonisation importante des platiers rocheux par les algues vertes. Comme écrit dans le rapport interministériel « *Les études d'écophysiologie des ulves indiquent que ces espèces profitent particulièrement de ces concentrations élevées et présentent alors des croissances extrêmement fortes* ».

Des **facteurs environnementaux favorables** à la croissance des ulves sont également requis : bonnes conditions de lumière, de température et des conditions hydrodynamiques générant un confinement des éléments nutritifs et autorisant la colonisation des platiers par les algues.

La majorité des marées « vertes » se développant sur le secteur d'étude comporte une phase de croissance fixée sur substrat rocheux avant leur arrachage puis leur échouage sur les plages. L'importance de ces marées vertes va donc dépendre de **l'espace disponible** sur les platiers au moment de la colonisation. Cette disponibilité de substrat est conditionnée par la présence des **autres communautés benthiques** (animales et végétales) elles-mêmes soumises à différentes pressions susceptibles d'entraîner leur régression (pollutions diverses, broutage, piétinement, pêche à pied, changement climatique...). Le maintien de **l'équilibre des communautés benthiques** est donc crucial dans le phénomène de colonisation des platiers par les algues vertes.

Les pollutions locales notamment les pollutions accidentelles majeures engendrées par des hydrocarbures peuvent promouvoir l'expansion des algues opportunistes sur les platiers rocheux, au moins de façon temporaire. En effet, les algues vertes opportunistes sont les premières à recoloniser un substrat dur ayant subi une perturbation entraînant la perte de la végétation qui le colonisait préalablement. Les algues d'habitat peuvent néanmoins recoloniser le substrat par la suite si les conditions environnementales redeviennent identiques à celles précédant la perturbation.

Dans le secteur d'étude, **les perturbations climatiques**, en particulier les hivers plus doux sont susceptibles de promouvoir la colonisation des substrats durs par les algues vertes au détriment des algues d'habitat.

²

Se dit d'un échouage constitué d'une seule espèce d'algue



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2>Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	5/90

Mesures préventives : les facteurs limitants et facteurs de contrôle des marées vertes

Comme rappelé dans le rapport de la mission interministérielle, il est nécessaire de faire la « distinction entre facteurs limitants – ceux qui, à un moment et en un lieu donné, limitent le plus la croissance algale – et facteurs de contrôle – ceux qui peuvent effectivement être maîtrisés pour limiter les proliférations ».

La maîtrise des facteurs environnementaux tels que la lumière, la température et les conditions hydrodynamiques n'étant pas envisageable, les facteurs principaux de contrôle seront les éléments nutritifs d'origine anthropique.

Les éléments nutritifs pouvant agir sur la croissance des ulves sont **l'azote et le phosphore**. Leur origine, leur cycle biogéochimique dans le milieu marin, leur importance pour le développement des ulves et l'évolution temporelle de leur apport au milieu marin sont différents.

L'azote est apporté au milieu marin par les rivières essentiellement sous forme de **nitrate directement consommables** par les ulves. L'évolution long terme des concentrations en nitrates sur le secteur d'étude montre qu'en dépit de l'initiation de la réduction des apports, les concentrations de la Loire et de la Vilaine restent élevées en regard de la situation d'il y a quelques décennies.

Le phosphore est apporté par les fleuves sous **forme particulière non directement consommable** par les macrophytes et sous forme de phosphates qui sont directement consommables. **Une politique de réduction** des phosphates a permis de diminuer significativement leur concentration dans la Loire et la Vilaine au cours des dernières décennies. En été, période de croissance algale, les sédiments littoraux enrichissent l'eau en nutriments, surtout en phosphate. Cette réserve sédimentaire n'a pas fait l'objet d'évaluation sur le secteur d'étude, **mais elle est probablement importante**, comme sur les autres secteurs ayant fait l'objet d'investigations. De plus, les sédiments sont alimentés par le phosphore particulière d'origine fluviale qui peut devenir en partie biodisponible durant la période estivale.

Les premières données acquises (2012) sur le secteur d'étude montraient que les ulves étaient **co-limitées par l'azote et par le phosphore** et de façon séquentielle dans la saison. Néanmoins, en l'état actuel des connaissances et compte tenu de l'apport sédimentaire de phosphore sur lequel aucune action n'est possible, **l'azote reste le facteur de contrôle sur lequel agir**. Les efforts faits sur la réduction des apports phosphorés ne sont pas inutiles pour autant puisqu'ils pourraient permettre, en fonction du niveau du stock sédimentaire et de sa dynamique de relargage, un résultat accru sur la réduction de la prolifération des algues opportunistes sur le long terme. Par ailleurs, au niveau international, il est reconnu qu'une réduction conjointe de l'azote et du phosphore permet de se prémunir de nouveaux déséquilibres dans l'écosystème.

En complément de ces efforts sur les éléments nutritifs et compte tenu de l'importance du maintien de l'intégrité des platiers rocheux pour réduire leur colonisation par les algues vertes, **des actions complémentaires** pourraient permettre de réduire certains facteurs impliqués indirectement dans le développement des marées vertes : par exemple localement, la pression de pêche sur certains brouteurs ou globalement les perturbateurs endocriniens, qui peuvent contribuer indirectement aux proliférations d'ulves.

Il est important de noter que dans le cadre des marées vertes d'arrachage, **la diminution des algues vertes ne conduira pas nécessairement à une diminution des échouages algaux, ces derniers étant composés également d'algues rouges et brunes**. Comme déjà mentionné,



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	<h2>Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	6/90

l'arrachage et l'échouage périodique des autres algues d'habitat (communément appelé goémon) est un phénomène naturel. Une reconquête de la qualité du milieu devrait donc se traduire par un changement de la composition algale des échouages (réduction de la proportion d'algues vertes au profit des algues brunes et rouges) plutôt que par une diminution de ceux-ci.

Les mesures curatives

Le ramassage des algues échouées est mis en place en priorité pour **limiter les risques sanitaires** liés à la décomposition des algues échouées. Des essais sont par ailleurs conduits pour évaluer si **la production algale** peut être limitée en effectuant un ramassage massif à des périodes précises de l'année. Différentes machines de ramassages sur estran, dans de faibles profondeurs d'eau ou plus au large sont également expérimentées de façon à limiter les impacts environnementaux du ramassage. Sur le secteur d'étude, le ramassage sur la zone d'estran, avec des engins de type travaux public, reste actuellement le moyen le plus couramment utilisé. Ces **solutions nécessaires à court terme** posent toutefois des **problèmes environnementaux** à travers la circulation des engins sur les plages, le prélèvement de sable et le retrait parfois systématique des algues y compris des lasses de mer qui jouent pourtant un rôle essentiel dans le **maintien de l'équilibre écologique de l'estran**.

La prédiction des échouages

La prédiction à court terme (de l'ordre de quelques jours en fonction de la disponibilité des prévisions météorologiques) des risques d'échouages est théoriquement envisageable en couplant un modèle de croissance algale aux prévisions météorologiques, mais cela nécessiterait de disposer préalablement de données de ramassage acquises de façon standardisée et représentatives des différentes conditions météorologiques. La méthodologie standard d'acquisition de ces données qui serait ainsi requise n'existe pas à ce jour sur le secteur d'études.



  PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	7/90

INTRODUCTION	12
1. Le phénomène d'eutrophisation	13
1.1. Définition générale	13
1.2. Description générale du phénomène d'eutrophisation marine	14
1.3. L'eutrophisation marine : les différents types de blooms algaux	16
1.3.1. Proliférations phytoplanctoniques	16
1.3.2. Proliférations macroalgales	19
2. Cas particulier des marées vertes	25
2.1. Caractéristiques biologiques	25
2.1.1. Cycle de développement	25
2.1.2. Caractéristiques écophysiological	26
2.2. Les marées vertes dans le monde	29
2.2.1. Cartographie des marées vertes dans le monde	29
2.2.2. Description générale du phénomène	30
2.2.3. Les différents types de marées vertes	33
2.2.4. Conséquences des marées vertes	35
2.2.5. Moyens de remédiation	37
2.3. Les marées vertes sur le secteur d'études	40
2.3.1. Historique	40
2.3.2. Description	41
3. Origine des marées vertes et application au secteur d'étude	45
3.1. Facteurs chimiques	45
3.1.1. Nutriments – Azote et phosphore, silicium, importance et origine des flux, quel élément limitant ?	45
3.1.2. Autres éléments possiblement impliqués directement ou indirectement dans le développement des marées vertes (micronutriments, contaminants...)	53
3.2. Facteurs physiques	53
3.2.1. Lumière en lien avec la turbidité	53
3.2.2. Impacts des aménagements littoraux sur la géomorphologie et la courantologie	55
3.3. Facteurs écologiques	55
3.3.1. Compétition avec les autres espèces algales	55
3.3.2. Compétition pour les éléments nutritifs	57
3.3.3. Compétition pour le substrat	57
3.3.4. Notion d'allélopathie	57
3.3.5. Contrôle des proliférations algales par le broutage	58
3.3.6. Rôle potentiel du changement global	58
4. Moyens de contrôle des marées vertes et leurs effets	64
4.1. Domaine préventif	64
4.2. Axe prédictif	70
4.3. Mesures curatives	73
4.3.1. Les techniques de ramassage sur la zone intertidale	73
4.3.2. Les techniques de ramassage en faible épaisseur d'eau	74
4.3.3. Les techniques de ramassage en pleine eau	74
Bibliographie	78



  PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	8/90

Liste des figures

FIGURE 1 : EVOLUTION DES DIFFERENTES COMMUNAUTES ALGALES EN FONCTION DU DEGRE D'EUTROPHISATION (SCHEMA MODIFIE D'APRES SCHRAMM, 1996)	14
FIGURE 2. ENRICHISSEMENT DES MILIEUX COTIERS D'ORIGINE ANTHROPIQUE ET EXEMPLE DES EFFETS D'EUTROPHISATION SUR LES ECOSYSTEMES. SOURCE : COMMISSION OSPAR : HTTP://QSR2010.OSPAR.ORG/FR/CH04_01.HTML	15
FIGURE 3. ILLUSTRATIONS DES SOURCES PRINCIPALES ET DES VOIES DE TRANSFERT DES NUTRIMENTS (SCHEMA EXTRAIT DE BOURRAIN ET AL., 2012).....	15
FIGURE 4. ILLUSTRATION DES ESPECES PHYTOPLANCTONIQUES POUVANT ETRE A L'ORIGINE DE BLOOMS SUR LE LITTORAL ATLANTIQUE	17
FIGURE 5. MAREE ROUGE (A GAUCHE). PHOTO FLORENCE PONCET / CEDRE ; EAUX COLOREES A <i>NOCTILUCA SCINTILLANS</i> DANS LA CRIQUE DE PORSGUEN, LE 22 JUILLET 2004. PHOTOGRAPHIE DE PLUSIEURS INDIVIDUS DE <i>NOCTULICA SCINTILLANS</i> (A DROITE). SOURCE : HTTP://WWW.IMAS.UTAS.EDU.AU	18
FIGURE 6. CONCENTRATION MAXIMALE ANNUELLE EN NOMBRE DE CELLULE PAR DE <i>DINOPHYSIS</i> (EN BLEU), <i>ALEXANDRIUM</i> (EN ROSE) ET <i>PSEUDO-NITZSCHIA</i> (EN VERT) AU TITRE DE L'ANNEE 2011 (D'APRES BELIN ET AL., 2011).....	19
FIGURE 8. OBSERVATIONS DE PROLIFERATIONS ET D'ECHOUAGES D'ALGUES LORS DES CONTROLES DE SURVEILLANCES DCE « ALGUES VERTES » EN 2009 (<i>SOLIERIA CHORDALIS</i> A PENVINS, ST JACQUES, ST GILDAS DE RHUYS EN ORANGE), EN 2010 (<i>SOLIERIA CHORDALIS</i> A ST JACQUES, ST GILDAS DE RHUYS EN ORANGE ; <i>PYLAIELLA LITTORALIS</i> A QUIBERON SABLES BLANCS, ST PIERRE QUIBERON, LA TRINITE SUR MER, CARNAC EN VIOLET ; <i>CLADOPHORA</i> A QUIBERON SABLES BLANCS EN JAUNE ; <i>ENTEROMORPHA</i> A PEN BE EN VERT), EN 2011 (<i>SOLIERIA CHORDALIS</i> A ST JACQUES, ST GILDAS DE RHUYS, QUIBERON, ERDEVEN, SUD ARZON, BANASTER, PENVINS, ST JEAN DE MONT EN ORANGE ; <i>PYLAIELLA LITTORALIS</i> A QUIBERON SABLES BLANCS, ST PIERRE QUIBERON EN VIOLET), EN 2012 (<i>SOLIERIA CHORDALIS</i> SUR LA PRESQU'ILE DE RHUYS, NOIRMOUTIER, SAINT-JEAN-DE-MONTS). DONNEES : RESEAU DE CONTROLE DE SURVEILLANCE DCE, PILOTAGE IFREMER, CO-FINANCEMENT AELB, REALISATION CEVA.....	22
FIGURE 10. REPRESENTATION DU MODELE MICHAELIS-MENTEN AVEC LA VITESSE D'ABSORPTION MAXIMALE (V_{MAX} , PLATEAU) D'UN SUBSTRAT DE CONCENTRATION [S] TEL QUE L'AZOTE OU LE PHOSPHORE ET KM QUI CORRESPOND A LA MOITIE DE CETTE VITESSE.....	26
FIGURE 11. VITESSE D'ABSORPTION DES NITRATES PAR <i>ULVA AMERICANA</i> PRELEVEE SUR DU DEPOT DE PLAGE EN AVRIL (COURBE BLEUE) ET EN JUILLET (COURBE ROUGE) (SAINT-MICHEL-EN-GREVE) ET SUR UNE VASIERE (RANCE) EN MAI (COURBE VERTE). COURBES PERMETTANT D'ESTIMER LE VMAX (VITESSE D'ABSORPTION MAXIMALE) ET KM (CONCENTRATION CORRESPONDANT A 50% DE LA CONCENTRATION NECESSAIRE A UNE CROISSANCE MAXIMALE) DES ALGUES ETUDIEES. SOURCE CEVA 2010B.	27
FIGURE 12. TAUX D'ABSORPTION D'AMMONIUM D' <i>ULVA CALIFORNICA</i> ET DE <i>PRIONITIS LANCEOLATA</i> EN μ MOL PAR HEURE ET PAR GRAMME D'ALGUE (BRACKEN ET NIELSEN, 2004).	28
FIGURE 13. TAUX D'ABSORPTION DE N-NH ₄ PAR DIFFERENTES MACROALGUES EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN SUBSTRAT. EXPERIMENTATIONS MENEES EN MAI-JUIN 1981 A DES TEMPERATURES DE L'EAU COMPRISES ENTRE 8 ET 12 ° C. <i>CLADOPHORA</i> EST UNE ALGUE VERTE, <i>DICTYOSIPHON</i> , <i>PYLAIELLA</i> , <i>CHORDA</i> ET <i>FUCUS</i> APPARTIENNENT AUX ALGUES BRUNES ET <i>CERAMIUM</i> ET <i>FURCELLARIA</i> SONT DES ALGUES ROUGES. D'APRES WALLENTINIUS (1984).....	28
FIGURE 14. DISTRIBUTION MONDIALE DES EVENEMENTS DE MAREES VERTES REPERTORIES SUR LES TROIS DERNIERES DECADES. EN ROUGE : LES PLUS GRANDES MAREES VERTES OBSERVEES AU MONDE EN CHINE, MER JAUNE EN 2008 ET 2009. D'APRES (YE ET AL., 2011).	30
FIGURE 15. CARTOGRAPHIE DES CHAMPS DE COURANTS RESIDUELS DE MAREES (A COEFFICIENT 80, SANS VENT) SUR LE SECTEUR D'ETUDE, ISSUE DU MODELE MARS 2D DEVELOPPE PAR IFREMER (CARTOGRAPHIE GENEREE PAR LE CEVA)	31
FIGURE 16. SURFACES D'ECHOUAGE MESUREES SUR LES PRINCIPAUX SITES BRETONS DE TYPE PLAGE AU COURS DES ANNEES 2002-2012 EN FIN DE SAISON ET FLUX D'AZOTE ARRIVANT AU LITTORAL (MOYENNE DES FLUX TOTAUX MENSUELS D'AZOTE INORGANIQUE DE MAI A AOUT SUR LES BV DE « PROLITTORAL » + BAIE DE SAINT BRIEUC + HORN ET GUILLEC). DONNEES CEVA (HTTP://WWW.CEVA.FR/FRE/MAREES-VERTES/CONNAISSANCES-SCIENTIFIQUES/MAREES-VERTES-EN-CHIFFRES/ESTIMATION-DES-SURFACES-COLONISEES).	32
FIGURE 17. EVOLUTION DES SURFACES ALGALES CUMULEES SUR JUILLET ET SEPTEMBRE SUR LE SECTEUR D'ETUDE (ENTRE QUIBERON ET L'ILE DE RE) ET DES FLUX AZOTES MENSUELS MOYENS APPORTES PAR LA LOIRE (A MONTJEAN) ET PAR LA VILAINE (A RIEUX) ENTRE 2007 ET 2012 DURANT LES MOIS DE MAI A AOUT.	32



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	9/90

FIGURE 18. MAREES VERTES A QINGDAO, MER JAUNE, CHINE, PERTURBANT LES ACTIVITES NAUTIQUES ET BALNEAIRES AINSI QUE LE TOURISME. IMAGES VIA: DAILYMAIL UK AND YAHOO NEWS..... 36

FIGURE 19. REDUCTION DES REJETS ET PERTES DE NUTRIMENTS (AZOTE, PHOSPHORE) DANS LES ZONES A PROBLEME EN 2005 PAR RAPPORT A 1985. LA FRANCE N' APPARAIT PAS DU FAIT DE L'INDISPONIBILITE DES DONNEES. LA FRANCE A CEPENDANT SIGNALÉ UNE REDUCTION DE 50 % DES APPORTS FLUVIAUX EN PHOSPHORE DANS LES EAUX COTIERES ENTRE 1990 ET 2007 ET AUCUNE TENDANCE SIGNIFICATIVE CONCERNANT LES APPORTS AZOTES. SOURCE : [HTTP://QSR2010.OSPAR.ORG/FR/CH04_03.HTML](http://QSR2010.OSPAR.ORG/FR/CH04_03.HTML)..... 39

FIGURE 20. EVOLUTION DU PLATIER ROCHEUX DE L'ILE DE RE : PORTE-EN-RE ENTRE 2000 (PHOTO IGN) ET 2013 (PHOTO CEVA). PRESENCE D'ALGUES VERTES FIXEES AUX DEUX ANNEES..... 40

FIGURE 21. EVALUATION DE L'ETAT D'EUTROPHISATION DES ZONES MARINES EN FRANCE EN 2007 (PROCEDURE OSPAR) PA : ZONES A PROBLEME (PROBLEM AERA) PPA : ZONES POTENTIELLEMENT A PROBLEME (POTENTIAL PROBLEM AERA) NPA : ZONES SANS PROBLEME (NON PROBLEM AERA) 41

FIGURE 22 : EXEMPLE DE MAREE VERTE D'ARRACHAGE (EN HAUT) ET DE MAREE VERTE A ULVES DERIVANTE (EN BAS) DANS LE SECTEUR D'ETUDE (NOIRMOUTIER, 24/07/2013 EN HAUT ET PONT-MAHE, 20/07/2012 EN BAS). LES DEPOTS ALGAUX SONT CERCLES DE ROUGE. 42

FIGURE 23. SURFACE RECOUVERTE PAR LES ULVES SUR LES PLAGES DU SECTEUR D'ETUDE ENTRE 2007 ET 2012. SOURCE : CEVA. 43

FIGURE 24. ORIGINE ET TRANSFERE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE. SOURCE : GIP, 2005. WWW.LOIRE-ESTUAIRE.ORG/DOCUMENTS/PDF/GIP_200512_L2A2A.PDF 45

FIGURE 25. REPARTITION DES SOURCES D'AZOTE (A GAUCHE) ET DE PHOSPHORE (A DROITE) ESTIMES, APRES EPURATION EN T/I, POUR LE BASSIN LOIRE-BRETAGNE. LE SOL REPRESENTÉ LES APPORTS DES CULTURES, DES PRAIRIES, DES FORETS ET DES EPANDAGES DES EFFLUENTS D'ELEVAGE. MODELISATION PEGASE, DONNEES AELB 2002 (D'APRES BOURRAIN ET AL., 2012) 46

FIGURE 27. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE NITRATE DANS LA PARTIE HAUTE DU COURS DE LA VILAINE ENTRE 1971 ET 1996. SOURCE : MOREAU ET AL. (1998). 48

FIGURE 28. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATES A SAINTE-LUCE EN FONCTION DU DEBIT SUR LA PERIODE 1996-2004. SOURCE : GIP LOIRE ESTUAIRE (2005)..... 48

FIGURE 29. CONCENTRATIONS ANNUELLES EN NITRATE (MG/L) - ESTUAIRE DE LA LOIRE DE 1971 A 2011. SOURCE : DREAL DELEGATION BASSIN LOIRE-BRETAGNE, 2012..... 49

FIGURE 30. CONTRIBUTIONS RELATIVES DE PRINCIPAUX SECTEURS A EMISSION ATMOSPHERIQUE D'AZOTE DANS LES PAYS DE LA ZONE OSPAR EN 2006. DONNEES EMEP. SOURCE : OSPAR (2010A)..... 50

FIGURE 31 : EVOLUTION DES FLUX DE PHOSPHORE TOTAL POUR QUATRE GRANDS FLEUVES FRANÇAIS DONT LA LOIRE (EN VERT) 50

FIGURE 32. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE TOTAL DE LA LOIRE MESUREES A SAINTE LUCE DE 1984 A 2010. OBJECTIF SDAGE : 0.2 MG/L. SOURCE : [HTTP://WWW.LOIRE-ESTUAIRE.ORG/DOCUMENTS/PDF/PRESENTATION_HE.PDF](http://WWW.LOIRE-ESTUAIRE.ORG/DOCUMENTS/PDF/PRESENTATION_HE.PDF)..... 51

FIGURE 33. INDICATEUR DU POTENTIEL D'EUTROPHISATION DES ZONES COTIERES (ICEP : INDICATOR OF COASTAL EUTROPHICATION POTENTIAL) PAR RAPPORT AU FLUX RELATIF DE L'AZOTE ET DU SILICIUM CONTENUS DANS LES RIVIERES SE DEVERSANT DANS LES ZONES COTIERES. LES VALEURS POSITIVES (JAUNE-ROUGE) INDIQUENT UNE LIMITATION DU SILICIUM PAR RAPPORT A L'AZOTE ET UN RISQUE DE VOIR SE DEVELOPPER DES BLOOMS D'ESPECES VEGETALES AUTRES QUE LES DIATOMÉES (DINOFLAGELLES ET MACROALGUES). D'APRES BILLEN ET AL., 2011 52

FIGURE 34. OBSERVATION A LONG TERME DE L'ESTUAIRE DE L'HIMMERFJARDEN, STOCKHOLM, SUEDE SUR PLUSIEURS ANNEES DURANT LESQUELLES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE ONT ÉTÉ AJOUTES DE FAÇON EXPERIMENTALE DANS LES REJETS D'EAU DOUCE. FIGURE DU HAUT : RELATION ENTRE LA MOYENNE DES CONCENTRATIONS TOTALE EN AZOTE ET LA CHLOROPHYLLE A MESUREE DANS LES EAUX DE SURFACE. FIGURE DU BAS : RELATION ENTRE LA MOYENNE DES CONCENTRATIONS TOTALE EN AZOTE EN SURFACE ET LA TURBIDITE MESUREE AVEC UN DISQUE DE SECCHI. D'APRÈS ELMGREN, (1997). SOURCE: [HTTP://WWW.NAP.EDU/OPENBOOK/0309069483/HTML/71HTML](http://WWW.NAP.EDU/OPENBOOK/0309069483/HTML/71HTML), COPYRIGHT, 2000 THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. 54

FIGURE 35. EXEMPLE D'AMENAGEMENTS LITTORAUX SUR L'ILE DE RE BORDANT UN ESTRAN ROCHEUX, MAI 2013. PHOTO : CEVA 55

FIGURE 36. INTERACTIONS DE LA CHAINE ALIMENTAIRE D'UNE COMMUNAUTE ALGALE DE SUBSTRAT ROCHEUX : LES FLECHES VERS LE HAUT INDIQUENT UN CONTROLE PAR LE BAS (BOTTOM-UP) LIE A LA DISPONIBILITE/AFFINITE DES RESSOURCES, LES FLECHES VERS LE BAS INDIQUENT UN CONTROLE PAR LE HAUT (TOP-DOWN) LIE A L'ACTIVITE DES CONSOMMATEURS, LES FLECHES EN POINTILLES INDIQUENT DES EFFETS INDIRECTS POSITIFS. L'ENRICHISSEMENT EN NUTRIMENTS STIMULE LE PHYTOPLANCTON CONSOMME



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	10/90

PAR LES FILTREURS ET STIMULE AUSSI LES ALGUES ANNUELLES PROLIFÉRANTES EN DÉFAVEUR DES ALGUES PERENNES. LES PREDATEURS ET BROUTEURS LIMITENT L'ABONDANCE DES FILTREURS ET DES ALGUES ANNUELLES PROLIFÉRANTES ET DE MANIÈRE INDIRECTE PARTICIPENT AU MAINTIEN DES ALGUES PERENNES. LES PHOTOS REPRÉSENTENT LES DIFFÉRENTS ÉTATS DE CETTE COMMUNAUTE. LORS D'UNE EUTROPHISATION EXCESSIVE, LES CONTRÔLES PAR LE HAUT SONT OUTREPASSES ET LES DÉVELOPPEMENTS DES FILTREURS (PHOTO B : LIT DE MOULES) ET DES ALGUES ANNUELLES PROLIFÉRANTES (PHOTO D) SONT FAVORISÉS AU DÉTRIMENT DES ALGUES PERENNES (PHOTO C). D'APRÈS WORM ET LOTZE (2006). 56

FIGURE 37 : ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA COUVERTURE EN FUCALES (HA) (A GAUCHE) ET PRÉSENTATION DE L'INDICE HIVERNAL ANNUEL DE L'OSCILLATION NORD ATLANTIQUE (A DROITE). LA PÉRIODE ENTRE 1985 ET 2004 EST UNE PÉRIODE LARGEMENT CARACTÉRISÉE PAR UN INDICE POSITIF (HIVER CHAUD ET HUMIDE) DÉFAVORABLES AUX FUCALES. UNE RÉGRESSION DE LA SURFACE EN FUCALES A ÉTÉ MESURÉE SUR CETTE PÉRIODE, LA TENDANCE S'INVERSAIT ENTRE 2004 ET 2007, PÉRIODE DURANT LAQUELLE L'INDICE ONA A ÉTÉ NÉGATIF (HIVER FROID ET SEC) ET DONC FAVORABLE AU RECRUTEMENT DES FUCALES (MODIFIÉ D'APRÈS ROSSI ET AL., 2009)..... 59

FIGURE 38. CHANGEMENT DE TEMPÉRATURE GLOBAL ET CONTINENTAL. MODÈLES CLIMATIQUES UTILISANT UN FORÇAGE NATUREL (EN BLEU) ET UN FORÇAGE NATUREL COUPLÉ À UN FORÇAGE ANTHROPIQUE (EN ROSE).
SOURCE : IPCC, 2007 60

FIGURE 39. ZONE DE FAIBLE COURANT RÉSIDUEL DE MAREE EN BAIE DE VILAINE (SALOMON ET LAZURE, 1988) 61

FIGURE 41. TAUX DE CROISSANCE SPÉCIFIQUE D'*ULVA FASCIATA* EN ENVIRONNEMENT CONTRÔLÉ (C=TEMOIN, PAS D'APPORT EN NUTRIMENTS ; P = APPORT DE PHOSPHORE ; N = APPORT D'AZOTE ; N+P= APPORT D'AZOTE ET DE PHOSPHORE) (MODIFIÉ D'APRÈS LARNED (1998))..... 65

FIGURE 42. ÉVOLUTION DES NUTRIMENTS ET DES PRODUCTEURS PRIMAIRES DANS LA BAIE DE LAHOLM, SUÈDE (MODIFIÉ D'APRÈS ROSENBERG ET AL., 1990) 66

FIGURE 43: CYCLE SAISONNIER DES FACTEURS LIMITANTS DE LA MAREE VERTE (D'APRÈS CEVA DANS INF'ODE, 1999)..... 67

FIGURE 44: ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DES QUOTAS AZOTES ET PHOSPHORES DES ULVES À PEN BE – BAIE DE PONT MAHE EN 2012. LE QUOTA EN AZOTE (N) SE RÉFÈRE À L'ORDONNÉE DE GAUCHE ET LE QUOTA EN PHOSPHORE (P) À L'ORDONNÉE DE DROITE. LES SEUILS DES QUOTAS CRITIQUES (Q_1) ET DE SUBSISTANCE (Q_0) POUR CHAQUE ÉLÉMENT (N ET P) SONT INDICÉS PAR UNE LIGNE ÉPAISSE HORIZONTALE. AINSI, POUR L'AZOTE, $Q_1 = 2 \%$ DE LA MATIÈRE SÈCHE (MS) ET $Q_0 = 1 \%$ MS. POUR LE PHOSPHORE, $Q_1 = 0.13 \%$ MS ET $Q_0 = 0.05 \%$ MS (SOURCE : CEVA) 68

FIGURE 45 : ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DES QUOTAS AZOTES ET PHOSPHORES DES ULVES EN BAIE DE LA BAULE/LE POULIGUEN – ANSE DE TOULIN EN 2012. LE QUOTA EN AZOTE (N) SE RÉFÈRE À L'ORDONNÉE DE GAUCHE ET LE QUOTA EN PHOSPHORE (P) À L'ORDONNÉE DE DROITE. LES SEUILS DES QUOTAS CRITIQUES (Q_1) ET DE SUBSISTANCE (Q_0) POUR CHAQUE ÉLÉMENT (N ET P) SONT INDICÉS PAR UNE LIGNE ÉPAISSE HORIZONTALE. AINSI, POUR L'AZOTE, $Q_1 = 2 \%$ DE LA MATIÈRE SÈCHE (MS) ET $Q_0 = 1 \%$ MS. POUR LE PHOSPHORE, $Q_1 = 0.13 \%$ MS ET $Q_0 = 0.05 \%$ MS (SOURCE : CEVA) 68

FIGURE 46 : ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DES QUOTAS AZOTES ET PHOSPHORES DES ULVES À NOIRMOUTIER/ L'ÉPINE – PORT MORIN EN 2012. LE QUOTA EN AZOTE (N) SE RÉFÈRE À L'ORDONNÉE DE GAUCHE ET LE QUOTA EN PHOSPHORE (P) À L'ORDONNÉE DE DROITE. LES SEUILS DES QUOTAS CRITIQUES (Q_1) ET DE SUBSISTANCE (Q_0) POUR CHAQUE ÉLÉMENT (N ET P) SONT INDICÉS PAR UNE LIGNE ÉPAISSE HORIZONTALE. AINSI, POUR L'AZOTE, $Q_1 = 2 \%$ DE LA MATIÈRE SÈCHE (MS) ET $Q_0 = 1 \%$ MS. POUR LE PHOSPHORE, $Q_1 = 0.13 \%$ MS ET $Q_0 = 0.05 \%$ MS (SOURCE : CEVA) 69

FIGURE 47 : COMPILATION DES DONNÉES D'ÉCHOUAGES ENTRE 2007 ET 2012. (SOURCE : CEVA) 71

FIGURE 48: REPRÉSENTATION SCHEMATIQUE DES CHANGEMENTS DE DOMINANCE DES PRODUCTEURS PRIMAIRES (A) DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES (B) ET DE LA STRUCTURE ET DU FONCTIONNEMENT D'UN ÉCOSYSTÈME (C) AU COURS DES PHASES D'ACCROISSEMENT DU DEGRÉ D'EUTROPHISATION (MODIFIÉ À PARTIR DE SCHRAMM, 1996) 72

FIGURE 49. ILLUSTRATION DE LA TECHNIQUE DE RAMASSAGE D'ALGUES VERTES LA PLUS COURAMMENT UTILISÉE SUR LES CÔTES MANCHE ATLANTIQUE. SOURCE : CEVA 73

FIGURE 50. LAMES DE CHASSE-NEIGE UTILISÉES PAR LA COMMUNAUTE D'AGGLOMÉRATION POUR LE RAMASSAGE DES ALGUES VERTES. SOURCE : MEDIA-WEB. COM - CAP ATLANTIQUE..... 73

FIGURE 51. ILLUSTRATION D'UNE MACHINE À TAPIS CONVOYEURS PERMETTANT LE RAMASSAGE DES ALGUES DANS DE FAIBLES ÉPAISSEURS D'EAU. SOURCE : OUEST FRANCE, 25 OCTOBRE 2012, RAMASSAGE PRESQU'ÎLE DE RHUYS..... 74

FIGURE 52 : UTILISATION DE CHALUTS EMBARQUÉS SUR DES NAVIRES DE PÊCHÉ AFFRÉTÉS POUR EXPÉRIMENTER DES TECHNIQUES DE RAMASSAGE D'ALGUES VERTES (A GAUCHE) (© P. POULINE/AGENCE DES AIRES



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	11/90

MARINES PROTÉGÉES) ET POMPAGE D'ALGUES VERTES (A DROITE) (© P. GREDAT/AGENCE DES AIRES MARINES PROTÉGÉES)	75
FIGURE 53 : RAMASSAGE ANNUEL D'ALGUES VERTES DÉCLARÉ PAR LES COMMUNES ENTRE 2004 ET 2011 (SOURCE : CEVA)	76

Liste des tableaux

TABLEAU 1. ÉTAT TROPHIQUE DES SYSTÈMES CÔTIERS BASÉ SUR L'APPORT AUTOCHTONE ET ALLOCHTONE EN CARBONE ORGANIQUE (D'APRÈS NIXON, 1995).....	13
TABLEAU 2. VALEURS DU RAPPORT N/P CHEZ DIFFÉRENTES ESPÈCES D'ULVES (TABLEAU EXTRAIT DE CHEVASSUS- AU-LOUIS ET AL., 2012).	26
TABLEAU 3 : GAMME DE VALEURS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES PERMETTANT UNE CROISSANCE MAXIMALE, EN LABORATOIRE, DES ALGUES VERTES PROLIFÉRANTES RECOLTÉES AU SUD DE L'ANGLETERRE (TAYLOR ET AL., 2001)	29
TABLEAU 4. DIRECTIVES ET INSTRUMENTS EUROPÉENS ET INTERNATIONAUX ET LEURS OUTILS ET APPROCHES DE LUTTE CONTRE LES REJETS DE NUTRIMENTS DANS LES EAUX DE SURFACE ET L'ATMOSPHÈRE QUI SOUTIENNENT L'OBJECTIF OSPAR.....	38



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	12/90

INTRODUCTION

De par leur impact socio-économique, environnemental, sanitaire et médiatique, les proliférations de macro-algues vertes sont devenues un sujet d'enjeux majeurs.

Longtemps associé à la seule région Bretagne, ce phénomène touche néanmoins d'autres régions et est désormais identifié sur l'ensemble du littoral Manche-Atlantique de la Baie de Somme jusqu'à l'île d'Oléron. Il se manifeste aussi bien dans les grandes baies sableuses, dans les vasières ou sur les platiers rocheux.

Même si la cause principale d'une surproduction algale est toujours liée à une eutrophisation du milieu, d'autres facteurs biotiques ou abiotiques peuvent accélérer ce phénomène.

Dans le cadre de cette étude, la mission A a pour objectifs d'identifier et de synthétiser l'information nationale et internationale disponible sur les proliférations et les échouages d'algues. Ce travail s'inscrit dans la continuité du rapport interministériel (Chevassus-au-Louis et al., 2012) et est destiné à avoir une vision et une compréhension du phénomène des marées vertes se déroulant plus particulièrement sur la façade Atlantique entre Quiberon et l'Île de Ré.

A la lumière des différents éléments collectés, une description des marées vertes se développant dans le secteur d'étude est effectuée en tenant compte de tous les facteurs pouvant contribuer à leur développement.



1. Le phénomène d'eutrophisation

1.1. Définition générale

Comme le rappelle Aminot (2001), le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et, pire, souvent utilisé sans définition claire. D'après Ramade (1998), l'eutrophisation désigne un « phénomène résultant d'un enrichissement naturel ou produit par diverses pollutions d'origine anthropiques des eaux continentales ou littorales en sels minéraux nutritifs (phosphates, nitrates, etc.) ». Cette définition s'en tient donc au sens étymologique du terme issu du grec « eu » : bien, « trophé » : nourri.

Un emploi plus « opérationnel » du mot « eutrophisation » est toutefois largement utilisé et au delà des causes, sont incluses dans la définition les conséquences de ce phénomène. Ainsi, dans la directive du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, la Commission de la Communauté Européenne définit l'eutrophisation comme *l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question*. C'est également ce type de définition plus globale désignant le processus écologique évolutif et ses conséquences qu'adopte Aminot (2001) en associant au terme « eutrophisation » *un milieu eutrophe qui a atteint un niveau d'enrichissement tel que des dégradations ou des nuisances manifestes peuvent y être constatées (fortes désoxygénations, nuisances dues aux macroalgues, poussées intenses de phytoplancton nuisible, changements d'espèces, avec perte de biodiversité de l'écosystème marin, etc...)*.

Dans le cadre de ce travail, le terme eutrophisation se rapportera à cette définition plus large (causes et conséquences).

Plusieurs indicateurs ont été mis en place pour établir le statut trophique des écosystèmes lacustres, estuariens, côtiers et marins. Leur évaluation repose généralement sur la quantité de matière organique dans le milieu, les teneurs en éléments nutritifs et l'importance de la production primaire se traduisant notamment par des mesures de chlorophylle *a*. Dans le cadre du présent document relatif aux milieux côtiers et marins, deux indices sont présentés. Le premier, établi par Nixon (1995), ne se base que sur la quantité de matière organique apportée aux milieux côtiers (Tableau 1).

Tableau 1. Etat trophique des systèmes côtiers basé sur l'apport autochtone et allochtone en carbone organique (d'après Nixon, 1995)

Statut trophique	Apport en carbone organique (g C m ⁻² an ⁻¹)
Oligotrophe	< 100
Mésotrophe	100-300
Eutrophe	301-500
Hypereutrophe	> 500

Le second indice, établi par Vollenweider et al. (1998) et nommé TRIX (Trophic Index for Marine Systems) se base sur les concentrations en azote, en phosphore total et en chlorophylle *a*. Le TRIX peut être complété par un indice de turbidité nommé TRBIX dont la valeur permet d'établir l'origine de la turbidité (biomasse phytoplanctonique ou matière minérales).



1.2. Description générale du phénomène d'eutrophisation marine

Dans les écosystèmes marins, l'apport d'éléments nutritifs perturbe l'équilibre biochimique existant le long de la chaîne trophique entre les producteurs primaires (microalgues, macroalgues et phanérogames) et leur consommateurs directs (consommateurs primaires) et indirects (consommateurs secondaires, tertiaires...) (Souchu, 2001). En effet, la production primaire est contrôlée par la lumière et les apports nutritifs. Lorsque les apports nutritifs augmentent, la production primaire est stimulée. L'eutrophisation se manifeste donc par un développement massif d'algues, appelé aussi bloom algal, qui peut concerner à la fois les microalgues (phytoplancton) et les macroalgues. L'eutrophisation des milieux côtiers s'accompagne d'un changement d'abondance des différentes communautés algales en privilégiant le développement des algues opportunistes (Figure 1).



Figure 1 : Evolution des différentes communautés algales en fonction du degré d'eutrophisation (schéma modifié d'après Schramm, 1996)

Ces blooms d'algues généralement en suspension dans la masse d'eau, empêchent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et la photosynthèse des organismes situés en dessous (Charlier et al., 2008). En outre, à la fin de leur cycle de croissance, ces algues se décomposent soit sur place, soit sous forme d'importants dépôts notamment dans les estuaires, golfes ou baies à faible hydrodynamisme (Charlier et al., 2007 ; Ménesguen, 2001). Cette décomposition entraîne le développement de bactéries qui, par leur activité, appauvrissent le milieu en oxygène. Cette baisse des concentrations en oxygène peut être à l'origine de la mortalité des organismes du milieu. La décomposition algale peut également produire des gaz toxiques tels que le méthane ou l'hydrogène sulfuré (Charlier et al., 2007). Les nuisances occasionnées par cette surproduction algale aboutissent à un changement de structure de l'écosystème comme illustré Figure 2. Le terme d'effet domino a été employé pour qualifier ce processus qui une fois amorcé, en général, s'amplifie souvent jusqu'à la phase finale de l'eutrophisation : la disparition des communautés macrophytobenthiques (Duarte et al., 1995).



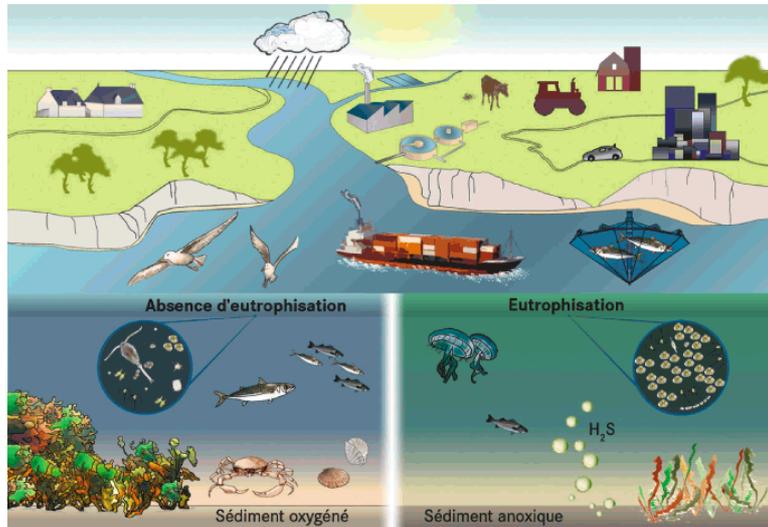


Figure 2. Enrichissement des milieux côtiers d'origine anthropique et exemple des effets d'eutrophisation sur les écosystèmes. Source : commission OSPAR : http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04_01.html

L'origine des nutriments impliqués dans l'eutrophisation des milieux marins est multiple comme illustré en Figure 3. Ils proviennent principalement de rejets d'origine anthropique dans les rivières. Le rôle des concentrations excessives de phosphore et d'azote contenues dans l'eau a été directement mis en évidence dans l'eutrophisation des côtes proches de zones agricoles, urbanisées ou industrialisées (Charlier et al., 2008). Les épandages agricoles et les rejets de lisiers provenant des élevages sont très riches en engrais source d'azote et de phosphore. Les rejets industriels ou urbains sont à l'origine d'apports de nitrates, ammonium, phosphates et de matières organiques. L'aquaculture peut aussi représenter un apport en nutriments dans certaines zones (Anderson et al., 2002). Les retombées atmosphériques sont aussi une voie non négligeable de l'azote dans la mer et proviennent de l'agriculture et des processus de combustion liés à l'industrie et aux transports (Ospar, 2010a).

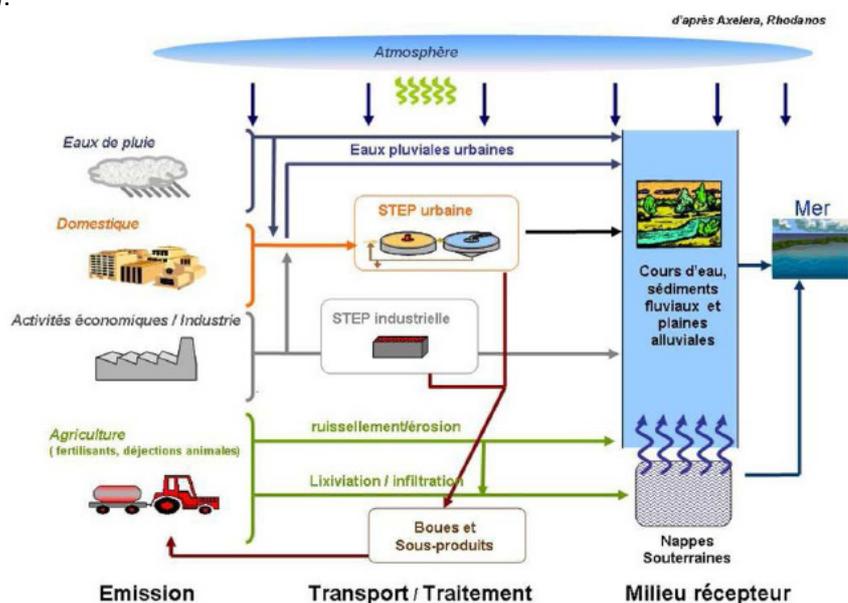


Figure 3. Illustrations des sources principales et des voies de transfert des nutriments (schéma extrait de Bourrain et al., 2012)



  République Française PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	16/90

1.3. L'eutrophisation marine : les différents types de blooms algaux

1.3.1. Proliférations phytoplanctoniques

La croissance phytoplanctonique est régulée par les apports en carbone, azote et phosphore. La silice est également un élément qui conditionne le développement d'une fraction du phytoplancton constituée par les diatomées (nommées également Bacillariophycées) mais contrairement aux éléments précédemment cités, ses teneurs ne sont que peu influencées par les activités anthropiques puisque la silice provient essentiellement de l'érosion des roches (Bourrain et al., 2012). Les travaux de Redfield (1958) ont mis en évidence un rapport constant de ces différents éléments pour le phytoplancton à savoir 106 moles de carbone, 16 moles d'azote, 1 mole de phosphore auxquelles s'ajoutent 15 moles de silice pour les diatomées. Naturellement, l'azote et le phosphore sont les éléments limitants. Néanmoins, les activités anthropiques ont considérablement augmenté la teneur de ces éléments en milieu côtier. Ainsi, la silice est devenue l'élément limitant conduisant à un changement des communautés phytoplanctoniques qui, initialement dominées par les diatomées, ont vu leur proportion d'organismes non-siliceux (dinoflagellés et autres flagellés) croître. Une étude conduite sur 23 ans dans une baie en Allemagne a bien démontré ce changement de communautés qui semble être principalement en lien avec l'eutrophisation (Radach et al., 1990).

Naturellement, une succession s'établit entre Bacillariophycées et Dinophycées (aussi nommés dinoflagellés) du fait de leurs différentes stratégies de croissance. Les Bacillariophycées se multiplient rapidement et ont une capacité d'absorption des nutriments élevée. A l'inverse, les Dinophycées ont une stratégie de développement plus lente et peuvent croître dans des milieux pauvres en nutriments. Ainsi, sur les côtes atlantiques, les Bacillariophycées sont à l'origine des proliférations printanières, période à laquelle les eaux sont riches en nutriments. Lorsque les nutriments ne sont plus suffisants pour poursuivre leur croissance, les Bacillariophycées laissent place aux Dinophycées dont le développement s'observe généralement en été concomitamment à la stratification des eaux³ (Belin et al., 2011). L'augmentation des apports nutritifs peut conduire à un changement de cette succession avec notamment des blooms de Bacillariophycées se déroulant sur une majeure partie de l'année ou, si la silice est l'élément limitant, à un développement accru de certaines espèces de Dinophycées qui peuvent profiter de l'excès de nutriments dans la masse d'eau.

En 2011, plusieurs espèces phytoplanctoniques ont proliféré de façon conséquente sur la côte atlantique, c'est-à-dire avec un nombre de cellules supérieur à 1 000 000 par litre. Il s'agit notamment de *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus* spp., *Skeletonema costatum*, *Asterionella glacialis*, *Nitzschia* spp. et *Pseudo-nitzschia* spp. appartenant à la classe des Bacillariophycées. En ce qui concerne les Dinophycées, *Lepidodinium chlorophorum*, *Prorocentrum* spp. et *Scrippsiella* spp. ont présenté des concentrations supérieures à 100 000 cellules par litre mais toujours inférieures à 1 000 000 de cellules/l (Belin et al., 2011). Ces espèces sont illustrées dans la Figure 4.

³ La stratification des eaux est un phénomène estival en lien avec le réchauffement des couches supérieures de la masse d'eau. Ces eaux plus chaudes se maintiennent en surface du fait de leur densité plus faible que les eaux plus profondes et plus froides. Le mélange des eaux de surface et de fonds n'est à nouveau possible que lorsque les températures de l'eau de surface diminue ou en cas d'évènement climatique remettant en mouvement la colonne d'eau (forts vents).



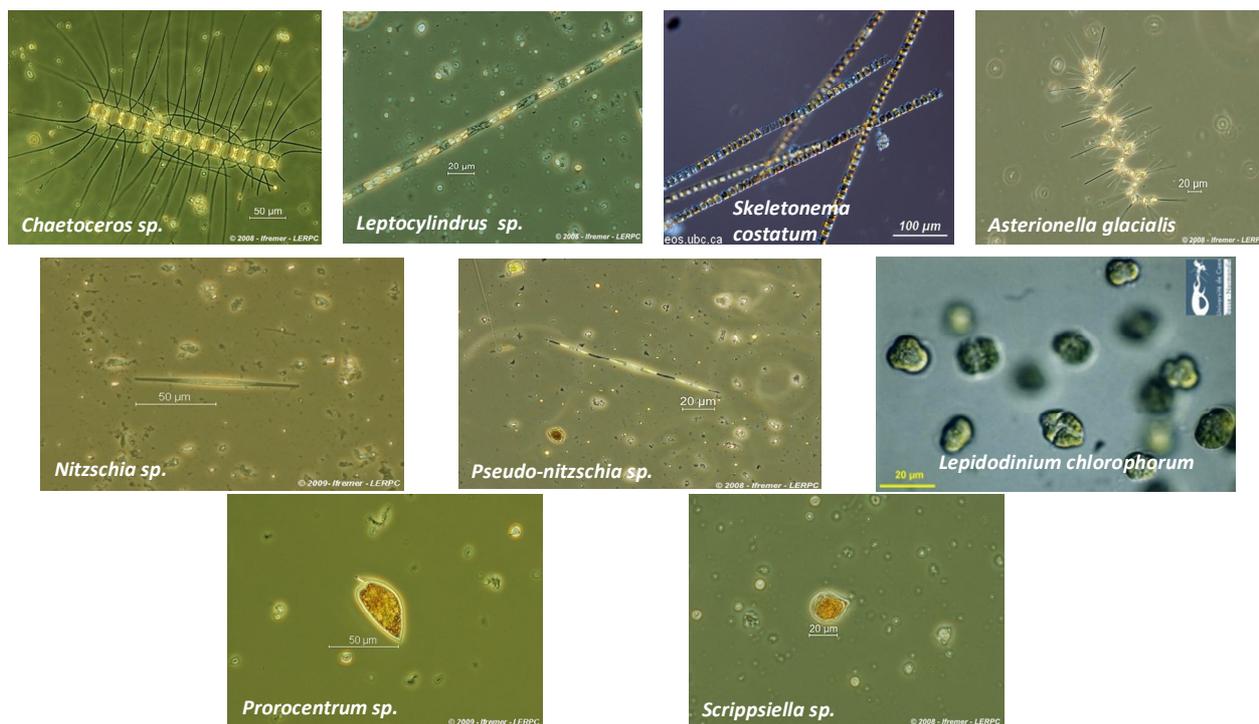


Figure 4. Illustration des espèces phytoplanctoniques pouvant être à l'origine de blooms sur le littoral atlantique

Les conséquences de telles proliférations sont multiples. Elles se traduisent par des anomalies de la teneur en oxygène des eaux. Au cours de la prolifération phytoplanctonique, les eaux sont sursaturées en oxygène (hyperoxie) le jour du fait de la photosynthèse et sont déficitaires en oxygène (hypoxie) la nuit du fait de la respiration des cellules phytoplanctoniques. Cela entraîne notamment des fluctuations de pH dans la colonne d'eau (Cloern, 1996) et nuit aux autres organismes présents dans la masse d'eau (Mauvais et Goarnisson, 1999). L'anoxie de la colonne d'eau peut également se produire lorsque les cellules phytoplanctoniques meurent, l'activité de dégradation bactérienne consommant alors l'oxygène dans l'eau.

Un seul cas d'anoxie (absence totale d'oxygène) entraînant une mortalité massive de poisson et d'invertébrés a été observé en 1982 en baie de Vilaine (Merceron, 1989). En général, seules des hypoxies estivales sont observées sur le fond des zones de bloom phytoplanctoniques (Guillaud et Lefebvre, 2001). Certaines désoxygénations observées dans l'estuaire de la Loire proviennent d'apports fluviaux de bloom phytoplanctoniques (Sauriau et al., 1996) et entraînent au sein de l'estuaire des mortalités de poissons (Guillaud et Lefebvre, 2001).

Par ailleurs ces proliférations microalgales provoquent des « eaux colorées » (Mauvais et Goarnisson, 1999). La Figure 5 illustre ce phénomène provoqué par *Noctiluca scintillans* en 2004. Hormis les risques liés à une hypoxie et une anoxie des eaux, un tel développement microalgal empêche la lumière de pénétrer dans la masse d'eau ce qui induit des conséquences sur les organismes photosynthétiques se trouvant en-dessous (Mauvais et Goarnisson, 1999).



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	18/90



Figure 5. Marée rouge (à gauche). Photo Florence Poncet / CEDRE ; Eaux colorées à *Noctiluca scintillans* dans la crique de Porsguen, le 22 juillet 2004. Photographie de plusieurs individus de *Noctiluca scintillans* (à droite). Source : <http://www.imas.utas.edu.au>

Enfin certaines espèces proliférantes peuvent entraîner la production de toxines à la fois nuisantes pour la faune aquatique et pour l'homme. Sur les côtes Atlantiques (Figure 6), il s'agit notamment de certaines espèces de *Pseudo-nitzschia* et d'*Alexandrium*. Le genre *Dinophysis* est également signalé sur les côtes atlantiques mais, en dépit d'une toxicité avérée, ses concentrations restent faibles et ne peuvent donc être associées à une prolifération algale. En outre, les travaux de Delmas et al. (1992) ont montré que l'eutrophisation n'était pas la cause directe du développement de *Dinophysis* spp., les conditions de stratification et de stabilité de la colonne d'eau étant les paramètres déterminants. Le réseau de surveillance REPHY (REseau de surveillance du PHYtoplancon et des phycotoxines) a été créé par l'Ifremer et suit l'évolution du phytoplancton et des phycotoxines depuis 1984 à l'échelle nationale le long du littoral français grâce à la collaboration de douze laboratoires. (http://envlit.ifremer.fr/surveillance/phytoplancton_phycotoxines/presentation).



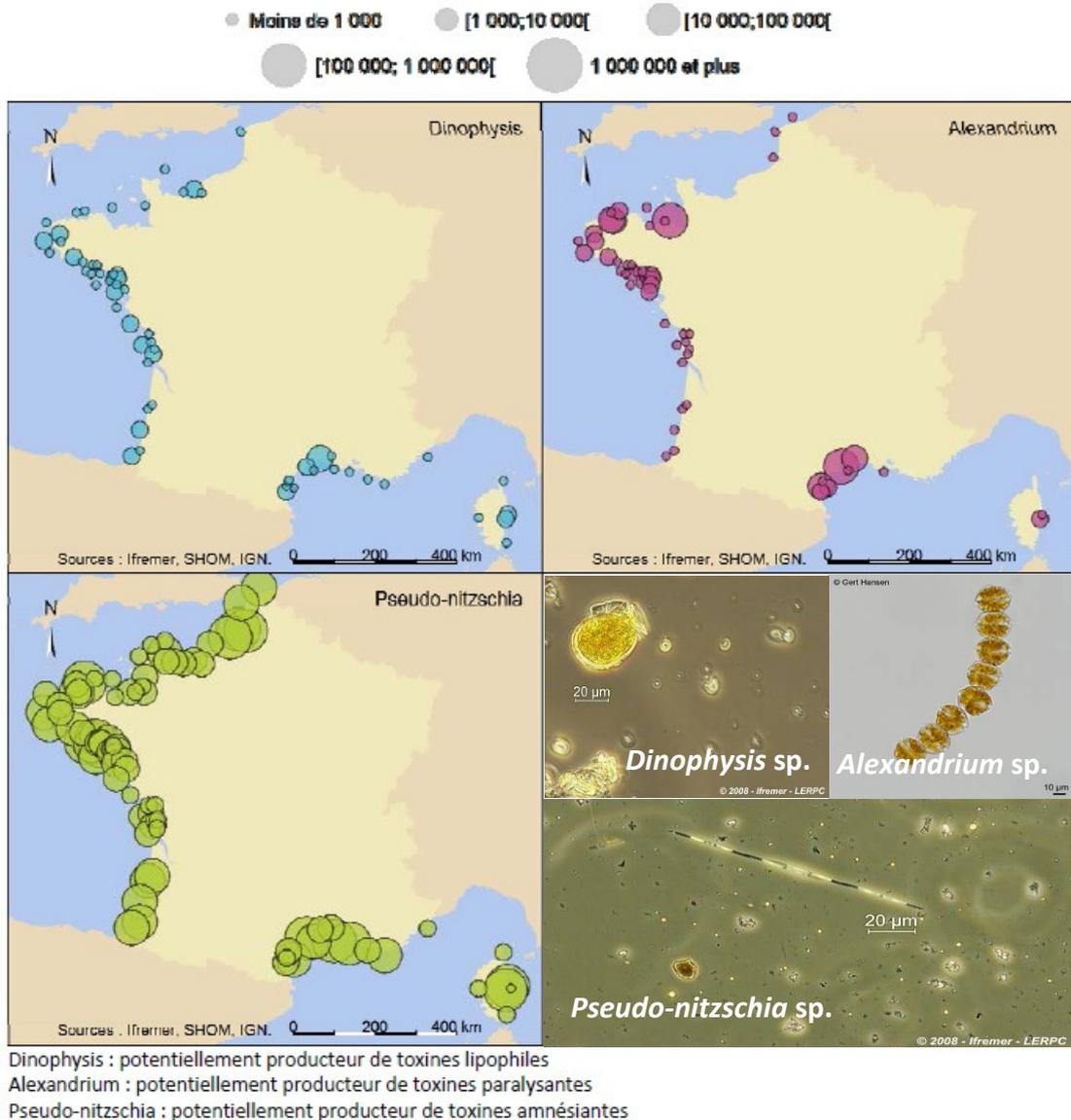


Figure 6. Concentration maximale annuelle en nombre de cellule par de *Dinophysis* (en bleu), *Alexandrium* (en rose) et *Pseudo-nitzschia* (en vert) au titre de l'année 2011 (d'après Belin et al., 2011).

1.3.2. Proliférations macroalgales

Les proliférations macroalgales sont composées d'espèces opportunistes et saisonnières avec une période de développement maximale au printemps et en été (Merceron, 2001). Elles ont une croissance rapide et sont souvent de morphologie simple en forme de lames ou de filaments avec une surface élevée par rapport à leur volume permettant une absorption optimale des nutriments et de la lumière (Wallentinus, 1984 ; Rosenberg et Ramus, 1984 ; Alwyn et al., 2007). Leur taux rapide d'absorption d'azote leur confère un avantage par rapport à des espèces à croissance plus lente (Abreu et al., 2011). Ceci entraîne des blooms d'espèces opportunistes lorsque les teneurs en azote de l'eau sont fortes (McGlattery et al., 2007 ; Duarte, 1995 ; Naldi et Viaroli, 2002). Leur thalle est fragile et facilement détachable par les courants (Thomsen et Wernberg, 2005 ; D'Amours et al., 2007). Ces algues deviennent alors dérivantes et peuvent



  PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	20/90

poursuivre leur croissance sous forme libre. Certaines possèdent un cycle de reproduction à mode multiple à la fois sexué et asexué, ce dernier leur permettant de se fragmenter de façon végétative et de proliférer (Alström-Rapaport et al., 2010 ; Gao et al., 2010).

Les marées vertes sont les plus communes des proliférations macroalgales et se composent de macroalgues vertes appartenant à la division des Chlorophytes. Cependant, les proliférations macroalgales peuvent aussi provenir d'algues rouges de la classe des Rhodophycées et d'algues brunes de la division des Phéophycées.

La majorité des proliférations d'algues vertes sont issues du genre *Ulva* qui inclut actuellement le genre anciennement nommé *Enteromorpha*⁴ (Hayden et al., 2003). Le genre *Ulva* regroupe plus d'une centaine d'espèces (Charlier et al., 2007 ; Ye et al., 2011) parmi lesquelles *U. lactuca*, *U. rigida*, *U. rotundata*, *U. pertusa*, *U. armoricana*, et *U. fasciata*, espèces les plus communément rencontrées lors de marées vertes (Merceron, 2001). *U. prolifera* est à l'origine de la plus importante marée verte mondiale qui se développe depuis 2009 en Chine, dans la baie de Qingdao (Ye et al., 2011). Les espèces d'ulves filamenteuses impliquées dans les phénomènes de proliférations algales sont *U. intestinalis*, *U. linza*, *U. radiata* et *U. clathrata* (Merceron, 2001). Concernant les autres genres d'algues vertes, *Cladophora* a été observé lors de marées vertes au Danemark (Thybo-Christesen et al., 1993), en Espagne (Menéndez et Comin, 2000) et en Australie (Lavery et al., 1999). Dans la Baie d'Arcachon, *Monostroma obscurum* (désormais nommée *Uhvaria obscura*) a été responsable de proliférations (Auby et al., 1994). Les genres *Chaetomorpha* (Fletcher, 1996 ; Menéndez et Comin, 2000), *Rhizoclonium*, *Percursaria* (Taylor et al., 2001) et *Uhvaria* (Nelson et al., 2003a) sont également cités dans la littérature. En Floride, des blooms d'algues vertes à morphologie plus complexe tel que *Codium isthmocladum* ont été rapportés (Charlier et al., 2007).

Des proliférations d'algues rouges composées de *Gracilaria tikvahiae* et *Laurencia poitei* ont été observées en Floride (Charlier et al., 2007). Le genre *Gracilaria* participe aussi aux proliférations en Grèce (Papachristou et Haritonidis, 1992), au Portugal (Abreu et al., 2011) et en Espagne (Menéndez et Comin, 2000). En Bretagne Sud, des proliférations de *Solieria chordalis* ont été observées (CEVA, 2009 ; CEVA 2010a, CEVA 2011a).

Enfin, l'algue brune du genre *Pylaiella* prolifère sur la côte Est des Etats Unis (Wilce et al., 1982) et en mer Baltique (Lotze et al., 1999 ; Thybo-Christesen et al., 1993). Elle est observée en prolifération dans les baies de l'est des Côtes d'Armor (nord Bretagne) notamment la baie de la Fresnaye depuis 2006 (CEVA, 2009 ; CEVA 2010a, CEVA 2011a).

L'ensemble des algues précitées sont présentées Figure 7.

⁴ Ces deux genres étaient autrefois distingués du fait de la morphologie des ulves dont le thalle est soit en lame pour le genre *Ulva*, soit filamenteux pour le genre *Enteromorpha*.



ALGUES VERTES



Codium isthmocladum

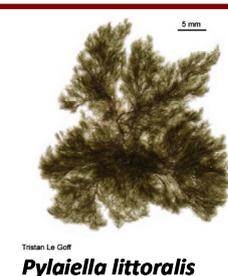
Percusaria sp.

Chaetomorpha sp.

Rhizoclonium sp.



ALGUES ROUGES



ALGUES BRUNES

Figure 7. Illustration des principales espèces macroalgales pouvant proliférer



Dans le secteur d'étude, des proliférations macroalgales (autres que des ulves) existent et sont répertoriées depuis 2009 par le CEVA (Figure 8). L'algue rouge *Solieria chordalis*, l'algue brune *Pylaiella littoralis* et les algues vertes *Enteromorpha* et *Cladophora* forment des dépôts de long des plages de certains sites (voir cartographie). L'apparition de certaines de ces algues comme *Pylaiella littoralis* pourrait être le résultat de facteurs biologiques comme des phénomènes de compétitions ou bien une consommation sélective de la part des brouteurs de cette algue (Schramm, 1999). Une étude du CEVA (2012) a mis en évidence une meilleure adaptation de *Pylaiella littoralis* à des températures plus froides que les ulves ce qui favoriserait une croissance printanière précoce de *Pylaiella* dans des eaux encore froides et leur donnerait un avantage saisonnier dans la compétition avec les ulves.

Selon des observations de riverains et de pêcheurs locaux de la presqu'île de Rhuy, les dépôts de *Solieria chordalis* feraient suite à des vents de sud et coïncideraient avec l'apparition de crevettes.

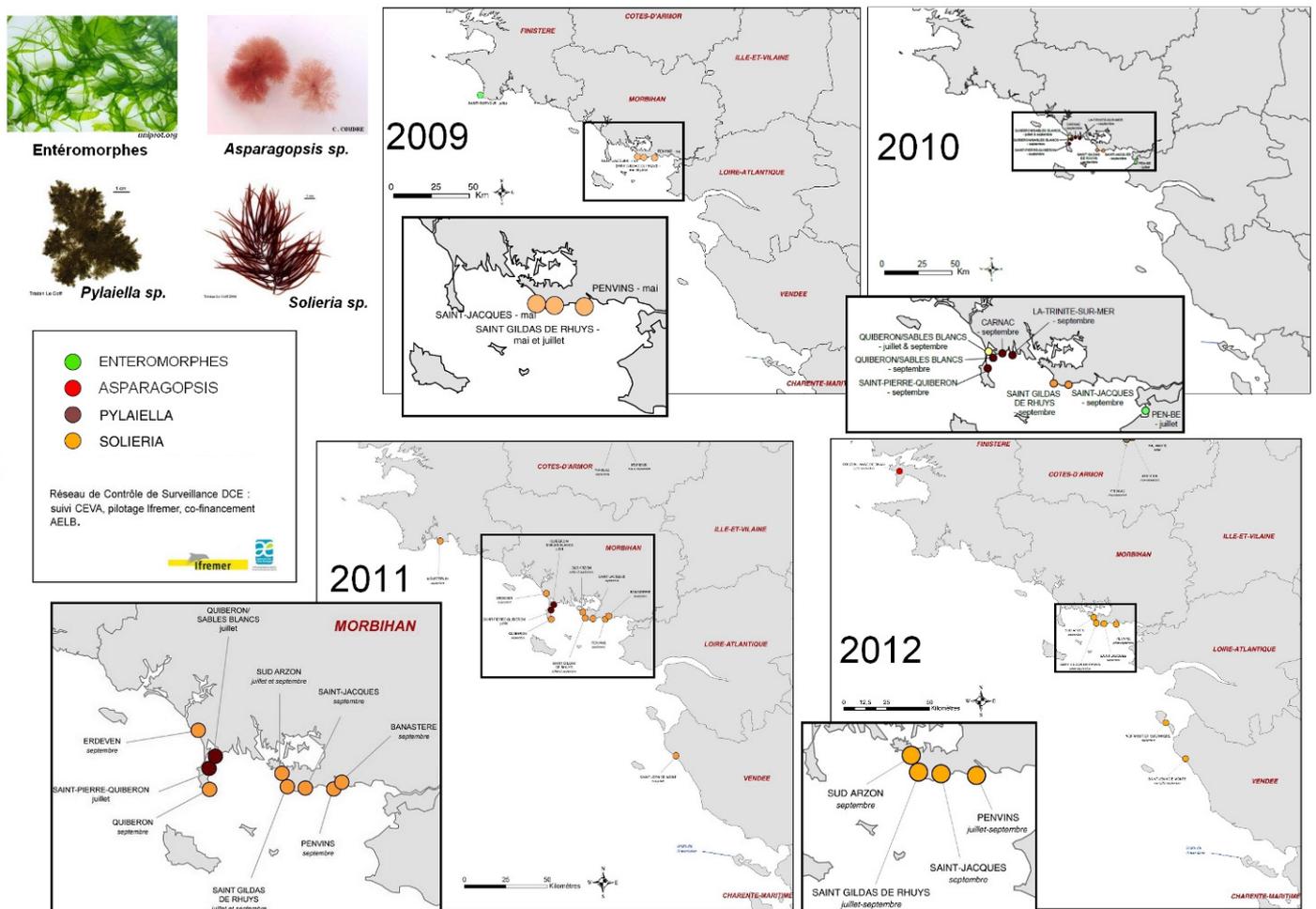


Figure 8. Observations de proliférations et d'échouages d'algues lors des contrôles de surveillances DCE « algues vertes » en 2009 (*Solieria chordalis* à Penvins, St Jacques, St Gildas de Rhuy en orange), en 2010 (*Solieria chordalis* à St Jacques, St Gildas de Rhuy en orange ; *Pylaiella littoralis* à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon, La Trinité sur Mer, Carnac en violet ; *Cladophora* à Quiberon Sables blancs en jaune ; *Enteromorpha* à Pen Bé en vert), en 2011 (*Solieria chordalis* à St Jacques, St Gildas de Rhuy, Quiberon, Erdeven, Sud Arzon, Banaster, Penvins, St Jean de Mont en orange ; *Pylaiella littoralis* à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon en violet), en 2012 (*Solieria chordalis* sur la Presqu'île de Rhuy, Noirmoutier, Saint-Jean-de-Monts). Données : Réseau de contrôle de surveillance DCE, pilotage Ifremer, co-financement AELB, réalisation CEVA.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	<h2>Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	23/90

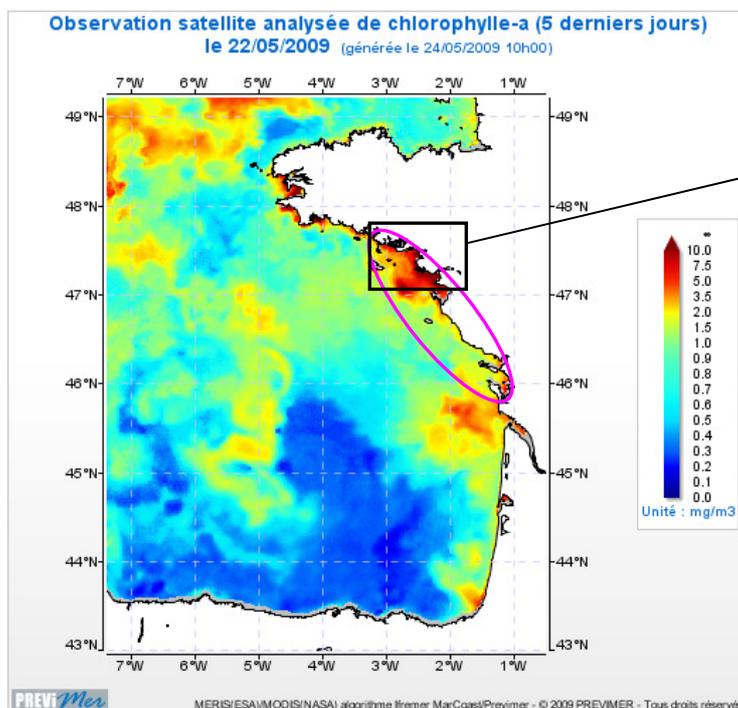
L'accumulation des dépôts d'algues sur les plages et dans les baies peut causer des problèmes d'occupation de l'espace et des problèmes sanitaires liés à leur décomposition. Ces dépôts peuvent entraîner des dommages environnementaux au niveau des écosystèmes (Charlier et al., 2007). Ils peuvent aussi avoir des conséquences socio-économiques en affectant le tourisme et l'usage récréatif des sites (Charlier et al., 2007). Les dépôts de proliférations algales doivent alors être ramassés par les autorités locales avec un coût financier non négligeable (Chevassus-au-Louis et al., 2012).



L'eutrophisation sur le secteur d'étude

Les observations satellites mettent en évidence une production primaire très importante au niveau du secteur d'étude (façade de Quiberon à l'île de Ré) à travers la mesure de la chlorophylle *a*, pigment photosynthétique permettant de détecter l'importance de la densité phytoplanctonique.

La zone d'étude est particulièrement sous l'influence de grands fleuves tels que la Loire, la Vilaine et La Gironde, qui apportent de grandes quantités de nutriments. De plus, la configuration côtière induit des zones de confinement important telles que le Mor Braz où les conditions nutritives deviennent particulièrement favorables au développement des producteurs primaires (micro ou macroalgues).



Exemple d'observation satellite de la chlorophylle *a*.
La zone d'étude est délimitée en mauve



Illustration de l'influence de la Loire et de La Vilaine sur la zone du Mor Braz (source : www.ifremer.fr/envlit)

La zone d'étude est donc particulièrement sensible à l'enrichissement trophique



2. Cas particulier des marées vertes

2.1. Caractéristiques biologiques

2.1.1. Cycle de développement

Un des facteurs majeurs favorisant la prolifération des algues vertes est leur capacité à se multiplier de façon végétative : tout fragment peut continuer à croître en pleine eau ce qui est peu courant chez les algues brunes et rouges. Chaque fragment d'*Ulva prolifera* peut également former des sporanges (structure contenant les zoospores) et produire des spores qui pour la plupart donneront de nouveaux thalles. Ce mode de développement a notamment été mis en évidence par Gao et al. (2010) pour *Ulva prolifera*. Le cycle de développement typique des algues vertes comporte deux phases : une phase sporophyte diploïde (signifiant que l'individu contient une paire de chaque chromosome noté $2n$) et une phase gamétophyte haploïde (signifiant que l'individu contient un seul exemplaire de chaque chromosome noté n) (Figure 9). Ces deux phases sont capables de reproduction végétative comme cela a notamment été démontré pour *Ulva intestinalis* (Alstroem-Rapaport, 2010) et pour *U. armoricana* (Dion et Le Bozec, 1996 ; Dion et al., 1998). Le pouvoir de prolifération des algues vertes est donc favorisé par un mode multiple de reproduction par émission de spores, de zygotes et de gamètes non fusionnés produisant des clones (Alstroem-Rapaport, 2010 ; Bliding, 1963).

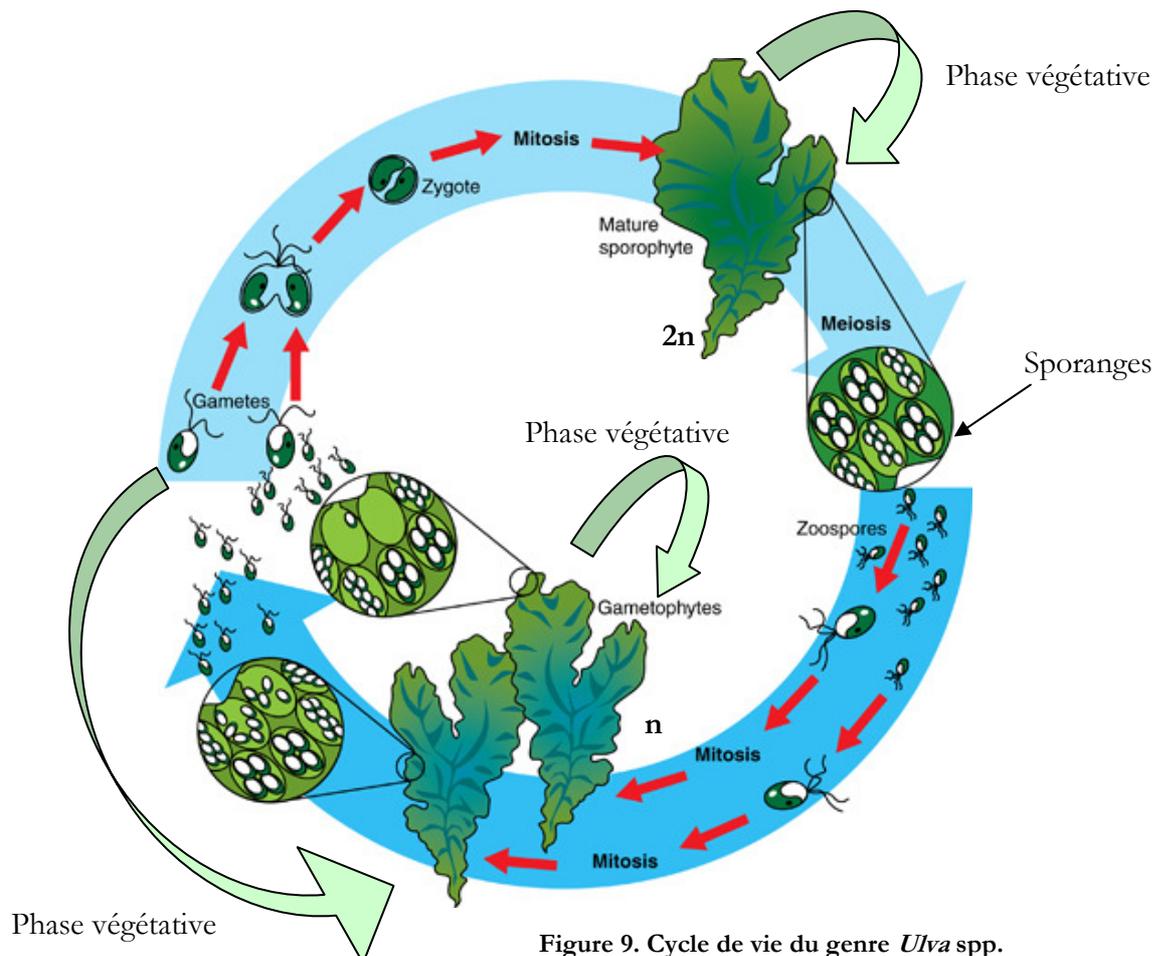


Figure 9. Cycle de vie du genre *Ulva* spp.

Modifié à partir de

<http://moodle.rockyview.ab.ca/mod/book/view.php?id=58103&chapterid=21008>



2.1.2. Caractéristiques écophysiologicals

Pour comprendre les marées vertes, il faut connaître le comportement des algues vertes, en particuliers des ulves, vis-à-vis d'une augmentation des teneurs en azote (N) et en phosphore (P) dans le milieu. D'après les travaux d'Atkinson et Smith (1983), le rapport molaire N/P est en moyenne de 37 pour les macrophytes soit plus de 2 fois supérieur au rapport de 16 établi par Redfield (1958) pour le phytoplancton. La compilation des ratios N/P spécifiquement établit pour différentes espèces d'ulves (Tableau 2) montre que ces algues ont un besoin important en azote. Bjornsater et Wheeler (1990) utilisent ce ratio pour établir l'élément limitant, un rapport N/P élevé indiquant une limitation par le phosphore, un manque d'azote se traduisant par un faible ratio N/P. La seule utilisation de ce ratio est incomplète et nécessite en parallèle l'analyse des contenus internes en phosphore et en azote de façon à établir si l'un ou l'autre est effectivement suffisamment bas pour limiter la croissance des algues (Zertuche-Gonzalez et al., 2009).

Tableau 2. Valeurs du rapport N/P chez différentes espèces d'Ulves (tableau extrait de Chevassus-au-Louis et al., 2012).

Site	Espèce	Référence	Rapport N : P
Rhode Island	<i>Ulva</i> sp.	Atkinson et Smith, 1983	35
Hawaï	<i>U. reticulata</i>	id	80
Aquaculture	<i>U. fenestrata</i>	Björnsäter et Wheeler, 1990	44 (29 à 59)
Côte du Mexique	<i>Ulva</i> sp.	Zertuche-González et al., 2009	35 (20 à 45)
Espagne	<i>U. curvata</i> et <i>U. rotundata</i>	Hernandez et al., 1997	45 (25-75)
Hong-Kong	<i>U. lactuca</i>	Ho, 1981 et 1987	39 (31-53)
Italie du Nord	<i>U. rigida</i>	Viaroli et al, 1996	15 à 49
Golfe de Trieste	<i>U. rigida</i>	Faganeli et al., 1986	75

Références: Atkinson et Smith, 1983 ; Bjornsater et Wheeler, 1990, Zertuche-Gonzalez et al., 2009 ; Hernandez et al., 1997 ; Ho, 1981 ; Ho, 1987 ; Viaroli et al., 1996b, Faganeli et al., 1986.

La compétitivité d'une algue par rapport à une autre pour l'absorption des nutriments se mesure à travers différentes constantes écophysiologicals que sont la vitesse maximale d'absorption d'un nutriment (noté V_{max}) et la concentration de nutriments à laquelle la moitié de la vitesse maximale est atteinte (noté K_M) (Figure 10). En d'autres termes, plus la valeur de K_M est faible plus l'algue est capable de s'adapter à des milieux pauvres en nutriments et plus la valeur de V_{max} est élevée, plus l'algue est adaptée à des milieux riches en nutriments.

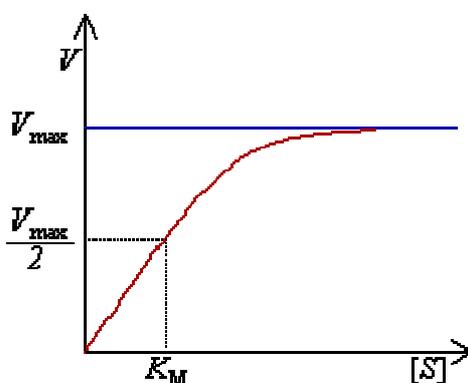


Figure 10. Représentation du modèle Michaelis-Menten avec la vitesse d'absorption maximale (V_{max} , plateau) d'un substrat de concentration $[S]$ tel que l'azote ou le phosphore et K_M qui correspond à la moitié de cette vitesse.



Les K_m d'*Ulva rigida* sont estimés entre 0.3 et 2.3 mg.l⁻¹ de nitrate (Naldi et al., 2002) et ceux d'*Ulva americana* (Figure 11) sont similaires entre 0.7 et 2.8 mg.l⁻¹ de nitrate. Ces constantes varient selon la saison (température de l'eau) et l'état physiologique des algues étudiées (CEVA, 2010b). *Ulva armoricana* a des vitesses d'absorption des nitrates très importantes comprises entre 5.7 et 13.8 mg NO₃. h⁻¹.g MS., c'est-à-dire qu'1 gramme d'ulve (en poids sec) peut absorber jusqu'à 13.8 mg de nitrates en 1 heure.

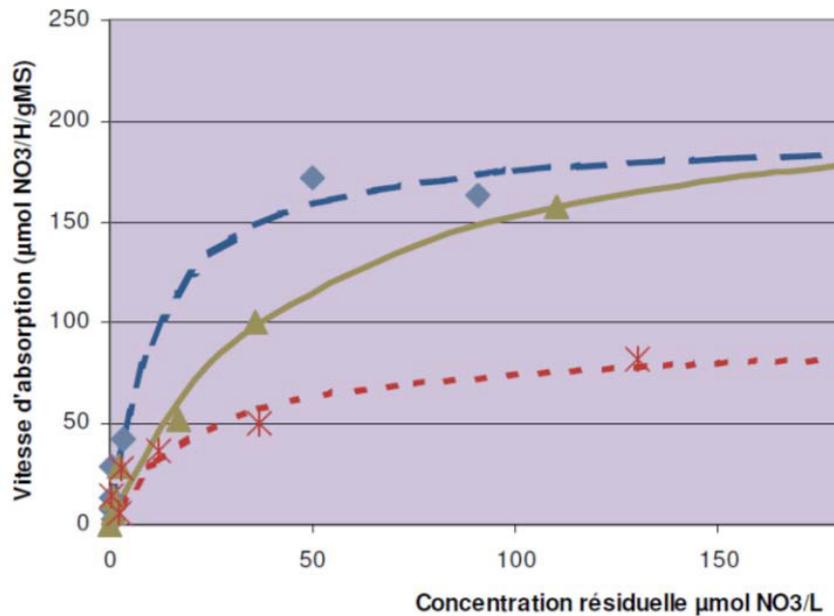


Figure 11. Vitesse d'absorption des nitrates par *Ulva americana* prélevée sur du dépôt de plage en avril (courbe bleue) et en juillet (courbe rouge) (Saint-Michel-en-Grève) et sur une vasière (Rance) en mai (courbe verte). Courbes permettant d'estimer le V_{max} (vitesse d'absorption maximale) et K_m (concentration correspondant à 50% de la concentration nécessaire à une croissance maximale) des algues étudiées. Source CEVA 2010b.

Pour le phosphore, les K_m d'algues vertes comme *Monostroma* et *Enteromorpha* sont aux environs de 0.15 mg PO₄.l⁻¹ (Wallentinus, 1984).

Les capacités d'absorption de l'azote par les algues vertes sont bien supérieures à celles des algues brunes ou rouges. Par exemple, *Ulva californica* a un taux d'absorption bien plus fort que l'algue rouge *Prionitis lanceolata* (Figure 12) (Bracken et Nielsen, 2004). De même, le genre *Cladophora* démontre une capacité d'absorption de l'ammonium très supérieure à différentes algues brunes et rouges (Figure 13).



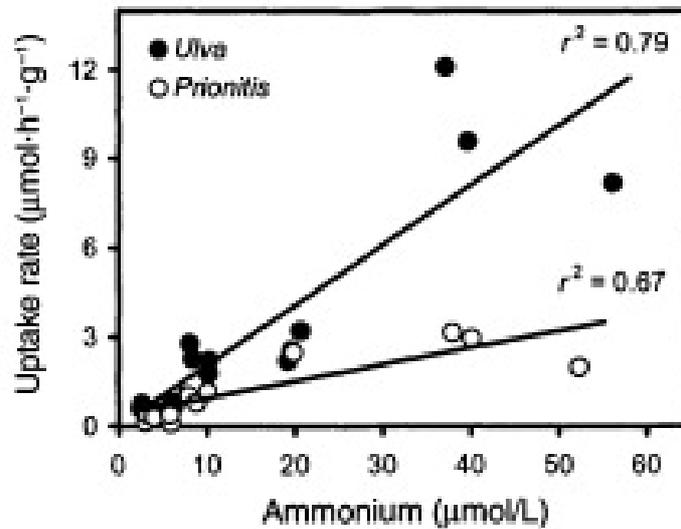


Figure 12. Taux d'absorption d'ammonium d'*Ulva californica* et de *Prionitis lanceolata* en µmol par heure et par gramme d'algue (Bracken et Nielsen, 2004).

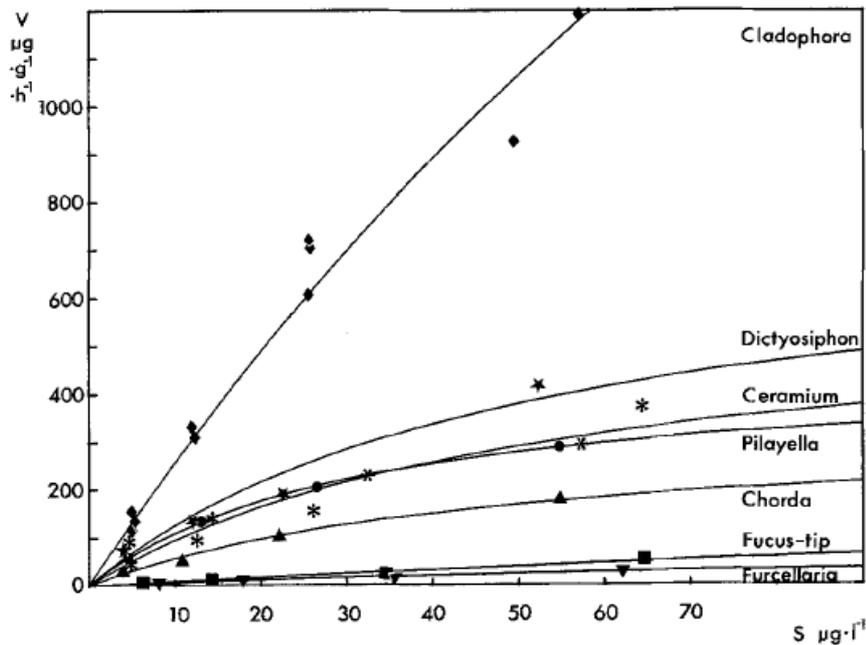


Figure 13. Taux d'absorption de N-NH₄ par différentes macroalgues en fonction de la concentration en substrat. Expérimentations menées en mai-juin 1981 à des températures de l'eau comprises entre 8 et 12 °C. *Cladophora* est une algue verte, *Dictyosiphon*, *Pylaiella*, *Chorda* et *Fucus* appartiennent aux algues brunes et *Ceramium* et *Furcellaria* sont des algues rouges. D'après Wallentinus (1984).

Les algues vertes à l'origine des marées vertes ont également une large tolérance aux conditions environnementales d'irradiance, de température, de salinité et aux concentrations d'azote et de phosphore. Une étude menée sur des espèces proliférantes du sud de l'Angleterre (*Chaetomorpha linum*, *Cladophora dalmatica*, *Enteromorpha compressa*, *Enteromorpha linza*, *Percursaria percursa*, *Rhizoclonium tortuosum*, *Ulva curvata* et *Ulva rigida*) a permis de mesurer le



taux de croissance de ces algues lorsqu'elles sont soumises à différentes conditions environnementales (Taylor et al., 2001). Un développement maximum a été observé, **en laboratoire**, à des irradiances comprises entre 18 et 175 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, à des températures comprises entre 10 et 20 °C, à une salinité comprise entre 6.8 et 27.2 PSU et à des concentrations en nutriments comprises entre 10 et 100 $\text{mmol m}^{-3} \text{PO}_4$ (soit 0.95 et 9.5 mg.l^{-1}), 100 et 1000 $\text{mmol m}^{-3} \text{NO}_3$ (soit 6.2 et 62 mg.l^{-1}) et 60 et 100 $\text{mmol m}^{-3} \text{NH}_4$ (soit 1.08 et 1.8 mg.l^{-1}) (Tableau 3). Sous ces conditions, de fortes biomasses d'algues vertes se sont développées et un taux de croissance allant jusqu'à 21% par jour a été enregistré. Dion et Le Bozec (1996) ont montré que le taux de croissance journalier d'*Ulva* pouvait varier entre 15 et 60 % et que la densité algale était également un facteur influençant la croissance algale.

Tableau 3 : Gamme de valeurs des différents paramètres physico-chimiques permettant une croissance maximale, en laboratoire, des algues vertes proliférantes récoltées au sud de l'Angleterre (Taylor et al., 2001)

Paramètres	Gamme de valeur
Irradiance ($\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	18<I<175
Température (°C)	10<T<20
Salinité	6.8<S<27.2
Concentration en phosphates (mg.l^{-1})	0.95< PO_4 <9.5
Concentration en nitrates (mg.l^{-1})	6.2< NO_3 <62
Concentration en ammonium (mg.l^{-1})	1.08< NH_4 < 1.8

2.2. Les marées vertes dans le monde

2.2.1. Cartographie des marées vertes dans le monde

D'une manière générale, les pays économiquement développés sont les plus touchés par le phénomène des marées vertes (Figure 14) (Ye et al., 2011). La première marée verte signalée dans la littérature remonte à 1911 en Irlande du Nord et était liée au développement de la population et au manque d'assainissement des rejets (Letts et Richards, 1911). Les marées vertes sont décrites dans les zones tempérées Nord avec l'Europe, l'Amérique, le Pacifique et l'Asie (Ye et al., 2011) mais aussi en Australie, Nouvelle Zélande, à Hong Kong, aux Philippines, en Indonésie, Inde, Egypte, Chine, au Japon, en Afrique du sud et en Amérique centrale (Schramm et Nienhuis, 1996).

En Europe, les marées vertes se situent principalement aux débouchés de bassins versants très agricoles : en Adriatique Nord dans la lagune de Venise (Runca et al., 1996 ; Sfriso, 1995), dans la lagune Sacca di Goro au débouché du Pô (Viarelli et al., 1996), en Manche-Atlantique sur la majeure partie du littoral allant de l'île d'Oléron à la baie de Seine et notamment en Bretagne (Charlier et al., 2007 ; suivis PROLITTORAL puis RCS réalisés depuis 2002 par le CEVA) et en mer Baltique (Bonsdorff et al., 1997). En Méditerranée, des marées vertes ont été observées dans certaines baies ou golfes de Grèce (Orfanidis et al., 1997 ; Panayotidis et al., 1999 ; Papachristou et Haritonidis, 1992) et en Espagne (Menéndez et Comin, 2000 ; Hernandez et al., 1997). La Galice connaît aussi des proliférations (Villares et al., 1999) ainsi que le Portugal (Flindt et al., 1997).

En Mer Jaune, la baie de Jiaozhou/Qingdao (Chine) a connu les plus impressionnantes marées vertes répertoriées au monde. En 2008, plus d'un million de tonne d'*Ulva prolifera* recouvrait entre 13 000 et 30 000 km^2 (Ye et al., 2011) et une production d'environ 20 millions de



tonnes a été estimée pour cette marée verte (Gao et al., 2010). Cette marée verte est revenue de façon récurrente les années suivantes (Liu et al., 2010).



Figure 14. Distribution mondiale des évènements de marées vertes répertoriés sur les trois dernières décades. En rouge : les plus grandes marées vertes observées au monde en Chine, Mer Jaune en 2008 et 2009. D'après (Ye et al., 2011).

2.2.2. Description générale du phénomène

Le développement de marées vertes dépend de plusieurs facteurs. Une courantologie faible ou induisant un confinement des masses d'eau en proche côtier a pour conséquence une faible dilution des nutriments ainsi que le maintien et le développement des algues vertes dans la masse d'eau grâce à une faible dispersion. Ainsi maintenues dans une faible épaisseur d'eau, les algues tirent profit d'une eau riche en nutriments et bénéficient d'une bonne pénétration de la lumière et d'une température optimale pour leur prolifération (Dion et Le Bozec, 1996).

Les milieux enrichis où la marée est faible voire nulle tels que les lagunes et les fjords peu profonds sont donc propices aux marées vertes (en méditerranée : la lagune de Venise et de Méjean, la lagune Verse Meer en Hollande (Nienhuis, 1992), les fjords de Roskilde au Danemark (Flindt et al., 1997) et de Schlei en Allemagne (Merceron, 2001). Lorsque les proliférations d'algues vertes sont soumises à la marée, elles se développent dans des fonds de baies, des estuaires ou des plages abritées souvent sableuses (Piriou et al., 1991). Le sable, par son albédo élevé (c'est-à-dire sa capacité à réfléchir la lumière), favorise l'éclairement et l'augmentation de la température de l'eau (Merceron, 2001).

Sur le secteur d'étude, les zones en proche côtier où se développent les algues vertes sont soumises à de faibles courants contrairement à ce qui peut être observé plus au large comme illustré Figure 15. Une faible courantologie a également été mise en évidence dans l'estuaire de la Vilaine avec des courants résiduels de l'ordre de 0.2 m.s^{-1} (De Nadaillac et Breton, 1986).



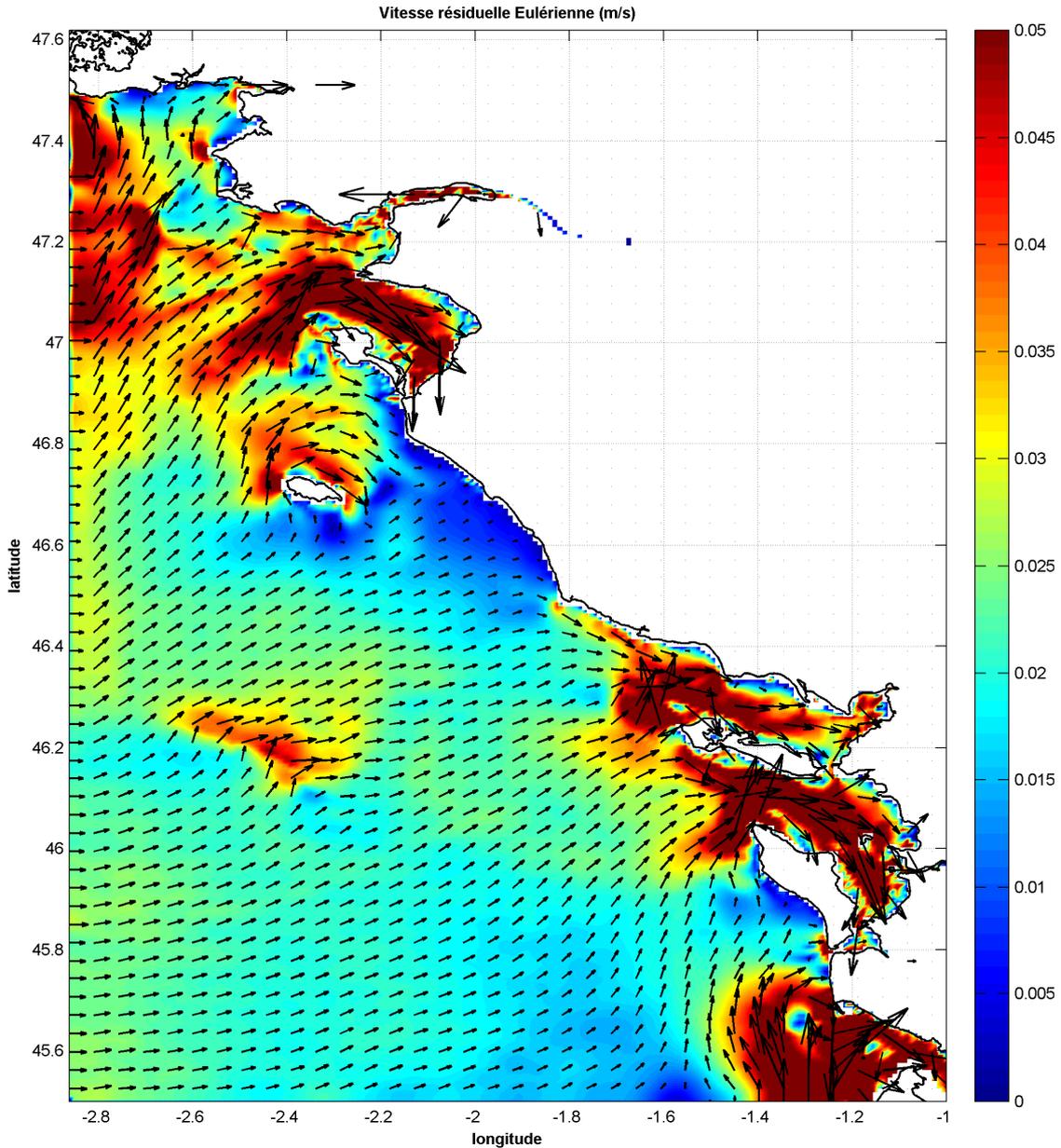


Figure 15. Cartographie des champs de courants résiduels de marées (à coefficient 80, sans vent) sur le secteur d'étude, issue du Modèle Mars 2D développé par Ifremer (cartographie générée par le CEVA)

Une prolifération d'algues vertes nécessite un apport suffisant en élément nutritifs. En Bretagne, l'azote a été identifié comme l'élément jouant un rôle fondamental dans le développement des algues vertes, les flux d'azote étant corrélés positivement à la quantité d'algues vertes produites pour les baies bretonnes suivies depuis 2002 (Figure 16).



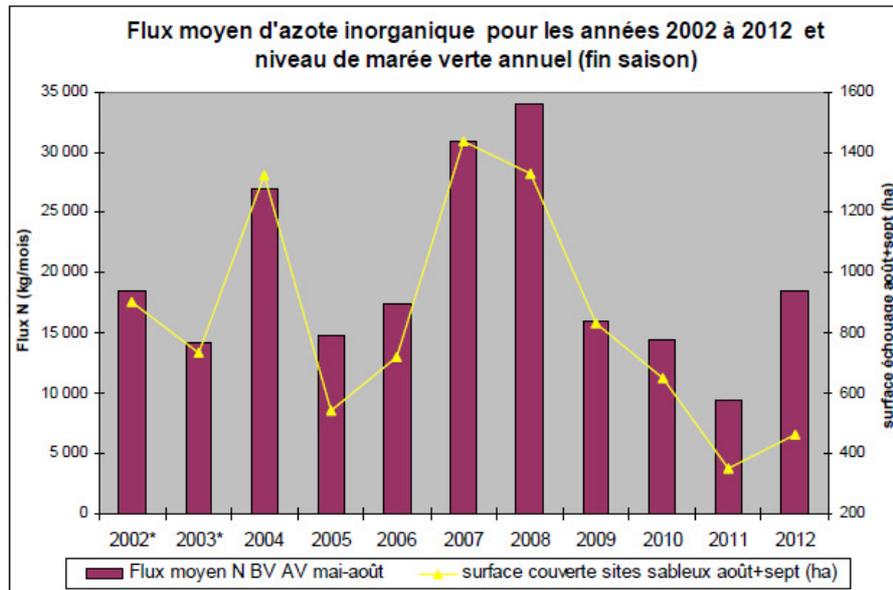


Figure 16. Surfaces d'échouage mesurées sur les principaux sites bretons de type plage au cours des années 2002-2012 en fin de saison et flux d'azote arrivant au littoral (moyenne des flux totaux mensuels d'azote inorganiques de mai à août sur les BV de « Prolittoral » + baie de Saint Briec + Horn et Guillec). Données CEVA (<http://www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES/Connaissances-Scientifiques/Marees-Vertes-en-Chiffres/Estimation-des-surfaces-colonisees>).

L'établissement de cette corrélation est possible du fait que chacune des grandes baies bretonnes forme une entité à laquelle une production d'ulves et un flux d'azote peuvent être rattachés.

Dans le secteur d'étude cette relation n'est pas directement mise en évidence comme le montre la Figure 17.

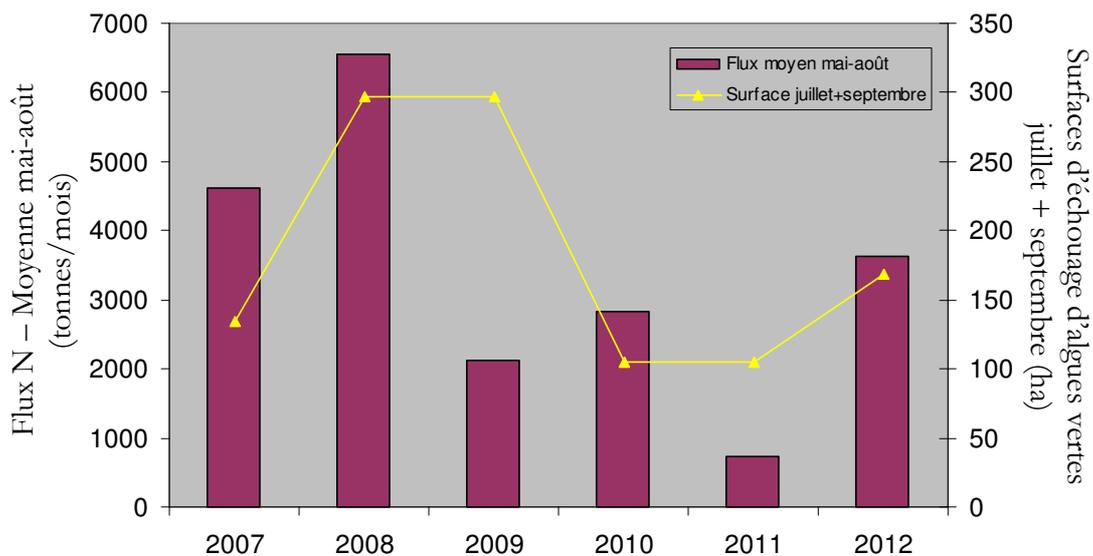


Figure 17. Evolution des surfaces algales cumulées sur juillet et septembre sur le secteur d'étude (entre Quiberon et l'Île de Ré) et des flux azotés mensuels moyens apportés par la Loire (à Montjean) et par la Vilaine (à Rieux) entre 2007 et 2012 durant les mois de mai à août.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	33/90

Cette absence de corrélation s'explique du fait de plusieurs critères :

- les marées vertes sur le secteur d'étude sont majoritairement des marées vertes d'arrachage (voir § 2.2.3) et dépendent du substrat dur disponible pour leur implantation au début du printemps. Cette disponibilité du substrat est conditionnée entre autres par les autres populations algales déjà présentes notamment les algues brunes pérennes de type fucales dont la densité varie d'une année à l'autre en fonction des conditions environnementales et des interactions biologiques. Le substrat disponible en début de saison n'est donc jamais le même d'une année sur l'autre et n'est pas en relation avec les quantités de nutriments disponibles.

- les ulves ont besoin de suffisamment de lumière pour se développer. Au niveau des estuaires de la Vilaine et de la Loire, la turbidité peut être importante selon les conditions climatiques (Tessier, 2006). Les précipitations entraînent une augmentation des débits des rivières qui s'accompagne d'une augmentation du panache turbide. Les flux de nitrate étant lié au débit des rivières, les flux les plus importants sont donc généralement liés à une turbidité importante. En dépit de flux importants, les ulves ne peuvent donc pas croître de façon optimale par manque de lumière.

- en termes de données de surfaces algales, les relevés actuels ne font état que des surfaces échouées et non pas des surfaces totales (celles présentes sur les platiers + celles échouées). Or, au-delà du fait que les surfaces échouées dépendent de la quantité d'algues qui se sont développées sur les platiers, elles dépendent également des conditions climatiques favorables ou non à l'arrachage et à l'échouage.

- Les flux de la Loire et de la Vilaine sont consommés en partie par la production phytoplanctonique, production qui est fluctuante d'une année sur l'autre, avant de profiter aux ulves.

Le phénomène sur le secteur d'étude est donc plus complexe qu'en Bretagne. La modélisation numérique est de ce fait un outil intéressant pour représenter et étudier les marées vertes sur le secteur d'étude puisqu'il intègre la majeure partie de ces paramètres.

2.2.3. Les différents types de marées vertes

De par leur origine et leur substrat de développement, trois types de marées vertes se distinguent sur la façade Manche-Atlantique (source : <http://www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES/Connaissances-Scientifiques/Description>) :

Les marées vertes à Ulves dérivantes dites de type 1 (Photo 1):

Elles se développent dans les baies sableuses par prolifération végétative du type *Ulva* en eau peu profonde où elles sont maintenues par la marée et les courants. A l'origine, elles provenaient d'algues arrachées au substrat rocheux par la houle suite à des tempêtes et venaient s'échouer dans les baies d'où elles disparaissaient par manque de nutriments nécessaires à leur maintien. De nos jours, elles persistent et prolifèrent grâce aux apports nutritifs élevés des rivières ou des versants agricoles. De plus, elles ont la capacité de se redévelopper d'une année sur l'autre à partir de stocks hivernaux qui restent en suspension dans l'eau. Elles n'ont désormais plus besoin de la contribution des substrats rocheux adjacents.





Photo 1. Illustration d'une marée verte à ulves dérivantes (type 1) dans la baie de Pont-Mahé avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite)

Les marées vertes d'arrachage dites de type 2 (Photo 2):

Ce type de marée verte forme des échouages qui, à l'inverse des marées vertes de type 1, sont majoritairement hétérogènes, c'est-à-dire composés d'algues vertes en mélange avec des algues brunes et des algues rouges. Il a été établi par le CEVA qu'un dépôt reflétait une marée verte lorsque celui-ci était composé au moins de 30 % d'ulves. Les algues vertes proviennent d'algues fixées poussant généralement au sein des ceintures algales, principalement formées par des macroalgues de type canopée, sur substrat rocheux. Ces algues vertes sont arrachées lors d'épisodes de fortes houles et vont alors s'échouer selon les courants et la marée. Lors de leur transport en pleine eau, ces algues peuvent se multiplier de façon végétative comme dans le cas des marées vertes de type 1. Le phénomène d'augmentation de biomasse de ces algues vertes fixées est lié à un apport excessif de nutriment mais dépend aussi de facteurs écologiques. Les dérégulations observées sur les zones rocheuses intertidales au cours des dernières décennies semblent liées aux changements climatiques (réchauffement, augmentation du niveau des océans, radiations par les ultraviolets...) et à la pression anthropique (pollutions, pêche à pied, aménagements littoraux) (Thompson et al., 2002). Elles génèrent des changements en termes de régulation des populations au niveau des interactions interspécifiques et aux pressions herbivores, ceci favorisant un remplacement des canopées macroalgales par des espèces plus simple notamment des algues opportunistes et pionnières telles que les algues vertes (Airoldi et al., 2008).



Photo 2. Illustration d'une marée verte d'arrachage (type 2) sur l'île de Noirmoutier avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite)



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	35/90

Les marées vertes de vasières dites de type 3 (Photo 3):

Les vasières sont situées dans des milieux abrités à faible hydrodynamisme en zones côtières d'estuaires, de rias et de mers fermées. Contrairement aux autres types de marées vertes, les vasières sont naturellement colonisées par les algues vertes jusqu'à une certaine proportion. Leur prolifération correspond à un état d'eutrophisation des eaux et forme des dépôts plus ou moins épais et peu mobiles qui colmatent le sédiment. Elles peuvent se développer à partir d'un stock hivernal fixé ou envasé. Les proliférations sont composées des espèces du genre *Ulva* (en lame et en filaments) et des espèces du genre *Cladophora* et *Chaetomorpha*.



Photo 3. Illustration d'une marée verte de vasière (type 3) dans le Golfe du Morbihan (Arcal) avec une vue aérienne (à gauche) et une vue du sol (à droite)

Sur le secteur d'étude, la majorité des marées vertes sont de type 2 c'est-à-dire que les algues vertes échouées sur les plages proviennent de platiers rocheux. Des marées vertes de type 1 c'est-à-dire constituées d'ulves dérivantes peuvent néanmoins se développer notamment au niveau de la baie de Pont-Mahé.

2.2.4. Conséquences des marées vertes

Une fois échouées, les algues vertes génèrent des nuisances au niveau de leurs dépôts sur les plages et dans les baies. Lorsqu'elles entrent en décomposition anaérobie, elles dégagent de l'ammoniac (NH_3) et de l'hydrogène sulfuré (H_2S). L'hydrogène sulfuré est caractérisé par une odeur d'œuf pourri et il est à l'origine de nuisances olfactives (Letts et Richards, 1911) notamment pour les riverains lorsqu'il atteint un seuil de 0.005 ppm. Ce gaz peut entraîner un risque pour la santé infligeant, selon sa concentration, des irritations des yeux et des muqueuses (50-200 ppm), des troubles neurologiques pouvant aller jusqu'à la perte de connaissance (500 ppm) et il peut entraîner la mort lorsqu'il atteint 1000 ppm. Cette dernière concentration a déjà été mesurée par l'Ineris en 2009 en Bretagne et correspond à des formations de poches de gaz retenues par une épaisse couche d'algues vertes séchées par le soleil. Lorsque cette couche est rompue, de l'hydrogène sulfuré en concentration mortelle est libéré. De fortes concentrations (> 500 ppm) sont également mesurables dans le sédiment si celui-ci contient des algues vertes qui se décomposent en condition anoxique favorable à la production d' H_2S . (<http://www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES/Connaissances-Scientifiques/Impacts/Les-risques-et-nuisances-causes-par-les-marees-vertes>).

Les algues vertes ont également un impact d'un point de vue socio-économique. En accaparant l'espace (Piriou, 1985), elles perturbent les activités nautiques et balnéaires (Figure 18) entraînant des répercussions sur le tourisme. A Qingdao (mer Jaune, Chine), la population et l'armée ont été mobilisées pour collecter des centaines de milliers de tonnes d'algues vertes en



  République Française PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	36/90

2008 pour que la compétition de voile des Jeux Olympiques puisse avoir lieu. Elles sont aussi à l'origine de nuisances par colmatage pour la pêche côtière, la conchyliculture et les stations de pompages.



Figure 18. Marées vertes à Qingdao, Mer Jaune, Chine, perturbant les activités nautiques et balnéaires ainsi que le tourisme. Images via: DailyMail UK and Yahoo News

La collecte de ces algues vertes est organisée pour éviter les risques sanitaires engendrés par leur putréfaction. En Bretagne, les communes affectées organisent les ramassages avec un coût qui en 2009 a atteint 1,1 millions d'euros hors retraitement des volumes ramassés. Ces algues doivent être ensuite retraitées car leur simple stockage à terre peut entraîner des pollutions comme ce fut le cas à St Brieuc (Charlier et al., 2007). Elles peuvent être utilisées directement et localement comme fertilisant (Charlier et al., 2007). L'utilisation des algues vertes comme compost a été étudié et le processus de compostage validé (Morand et al., 1992 ; Mazé et al., 1993). Des plateformes de compostages sont désormais existantes. Sur le secteur d'étude, la plateforme de compostage de Saint-Hilaire-de-Riez accepte les algues échouées dans un périmètre proche (algues brunes et rouges, dans une moindre proportion algues vertes) (<http://www.ars.paysdelaloire.sante.fr/La-situation-regionale.159599.0.html>). La méthanisation de ces algues est aussi envisagée mais ne fait pas l'objet d'un développement à grande échelle (Charlier et al., 2007) essentiellement pour des questions de coûts.

Au niveau écologique, les dépôts d'algues vertes ont un impact sur le littoral. Certaines espèces, en particulier les filtreurs et des détritivores de surfaces, sont impactées par les dépôts d'algues vertes, d'autres comme les détritivores enterrés et les prédateurs, voient leur nombre augmenter (Cardoso et al., 2004 ; Salovius et Kraufvelin, 2004 ; Osterling et Pihl, 2001). D'une manière générale, leur diversité diminue (Bolam et al., 2000). Les phanérogames des prés salés sont étouffés par les dépôts, réduisant la photosynthèse et leur dégradation est accentuée par l'hypoxie et le dégagement de gaz lié à leur putréfaction (CEVA : <http://www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES/Connaissances-Scientifiques/Impacts/Les-risques-et-nuisances-causes-par-les-marees-vertes>). Les algues vertes sont néanmoins une source de nourriture pour certains oiseaux marins comme la Bernache Cravant hivernant en Baie de St Brieuc (Ponsero et al., 2009) et en Baie de Bourgneuf.

Le ramassage des algues échouées entraîne lui-même des perturbations en particulier pour la macrofaune qui vie dans le sable. La présence des engins mécaniques de ramassage peut être une source de pollution. En outre, une partie du sable est enlevé avec les algues. A titre d'exemple, le ramassage de 2 500 à 12 000 t d'algues fraîches à Puerto Madryn (Argentine) entraîne chaque



  <small>États • Qualité • Environnement</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)		Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
			Date	17/10/13
			Page	37/90

année le retrait de 100 à 400 m³ de sable ce qui accélère l'érosion des plages et change leur topographie (Piriz et al. 2003).

2.2.5. Moyens de remédiation

Les années 90 ont vu émerger à travers le monde des politiques de gestion environnementales favorisant l'approche écosystémique dans le but de diminuer les pollutions (Apitz et al., 2006). Aux Sommets de la Terre à Rio (1992), New York (1995), Johannesburg (2002) et pour la Convention de la Biodiversité (1992), les pays participants se sont engagés pour un environnement durable (Hering et al., 2010). Ceci faisait suite à une volonté d'harmonisation des mesures environnementales entre certaines régions pour assurer un maintien de la qualité des eaux dans les années 70 et 80 avec, en Europe, l'Angleterre et la Suède, et aux Etats Unis avec le US Clean Water Act (CWA). En Europe, cette prise de conscience a donné naissance à la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE) en 2000, à la commission OSPAR en 1992 (regroupant 15 pays du Nord-Est Atlantique⁵), à la commission HELCOM depuis la convention d'Helsinki en 1974 (pays de la Mer Baltique) et à la convention de Barcelone (pays de la Mer Méditerranée). Ces programmes ont pour objectifs communs de préserver la qualité de l'eau, celle-ci ayant un rôle socio-économique majeur (Hoornebeek, 2004). Leur politique générale vise à maintenir des standards de qualité de l'eau, à contrôler les rejets et à minimiser l'impact anthropogénique sur la qualité des eaux (Hoornebeek, 2004).

Dans le cadre de la DCE, les états membres de l'Europe ont développé des outils (indices, modélisation) et récolté des données afin d'établir les statuts écologiques des zones étudiées et de préparer des plans de gestion des bassins versants des rivières dans un but de restauration (Hering et al., 2010). Un très grand nombre de projets de recherche ont été financé par les états membres. Fin 2009, environ 1900 études avaient été publiées, regroupant un nombre considérable de méthodes et de données (Hering et al., 2010). Un des aboutissements majeurs de la DCE a été une standardisation des procédures à travers l'Europe avec un effort considérable dans la formation en taxonomie, dans les campagnes de surveillance des variables à la fois physiques, chimiques et biologiques et dans l'intercalibration des méthodes entre les pays (Hering et al., 2010).

Le plan d'action pour la Mer Baltique HELCOM (Backer et al., 2010), regroupe non seulement les pays de l'Union Européenne bordant cette mer semi-fermée mais aussi la Russie. Il complète et rejoint la DCE et la commission OSPAR. Il comporte aussi un plan de lutte contre l'eutrophisation. La réduction des rejets en nutriments et notamment en phosphore par le traitement des eaux usées a permis d'améliorer la transparence de l'eau dans certaines zones de la mer Baltique. Néanmoins, les apports dus aux écoulements provenant de l'agriculture et les émissions dues aux transports n'ont pas baissé entre la fin des années 1990 et 2000. L'estimation de l'état écologique de la Mer Baltique au début des années 2000 démontre le besoin d'action à grande échelle afin de réaliser les objectifs de la convention d'Helsinki.

La commission OSPAR, ayant pour but de protéger et conserver la zone Nord Est Atlantique, a mis en place des stratégies afin de lutter contre l'eutrophisation avec comme objectifs de réduire les rejets d'azote et de phosphore de 50% par rapport aux valeurs de 1985 et d'atteindre et de maintenir un état de non eutrophisation pour 2020 (OSPAR, 2010b). Une procédure commune aux pays impliqués dans la commission OSPAR et mesurant différents indicateurs d'enrichissement en nutriments (teneur en oxygène, chlorophylle, composition

⁵ la Belgique, le Danemark, la Finlande, la France, l'Allemagne, l'Islande, l'Irlande, le Luxembourg, les Pays-Bas, la Norvège, le Portugal, l'Espagne, la Suède, la Suisse, le Royaume-Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	38/90

floristique, biomasse et biodiversité) a permis de déterminer les zones à problème où l'objectif de réduction de 50% était nécessaire (OSPAR, 2010a). Ces actions se font en coordination avec les programmes européens et internationaux ayant les mêmes objectifs de réduction des apports en nutriments (Tableau 4).

Tableau 4. Directives et instruments européens et internationaux et leurs outils et approches de lutte contre les rejets de nutriments dans les eaux de surface et l'atmosphère qui soutiennent l'objectif OSPAR

Directive relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CEE) de l'UE Raccordement des foyers et des industries au système de traitement des eaux usées Traitement des eaux usées de plus haut niveau
Directive Nitrates (91/676/CEE) de l'UE Bonne pratique agricole Désignation de zones aquatiques vulnérables aux pertes d'azote
Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (IPPC) (2008/1/CE) de l'UE Sources ponctuelles industrielles et agricoles Meilleures techniques disponibles Limites pour les émissions et les rejets
Directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) de l'UE Définitions normatives décrivant le bon état écologique d'une masse d'eau Plans de gestion des bassins hydrographiques
Directive fixant des plafonds d'émission nationaux (2001/81/CE) de l'UE Plafonds pour les émissions atmosphériques d'azote
Annexe VI de MARPOL Normes de contrôle des émissions pour les navires Zones marines de contrôle des émissions à normes plus strictes pour les navires
Convention de la CEE-ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Protocole de Gothenburg) Sources ponctuelles industrielles et agricoles Objectifs de réduction des émissions d'azote Transport atmosphérique transfrontalier d'azote

Au cours des 20-25 dernières années, une réduction de 50% des rejets en phosphate a été obtenue par la plupart des pays OSPAR par rapport à 1985 (Figure 19), certains pays allant jusqu'à une réduction de 85% (OSPAR, 2010a). Il n'en était pas de même pour l'azote. Depuis, la réduction des rejets a progressé en Mer du Nord : le Danemark a atteint les 50% et l'Allemagne et les Pays-Bas s'en approchent. Il reste donc des efforts à faire de la part des pays où les zones d'eutrophisation subsistent. De plus, le changement d'équilibre du rapport azote/phosphore peut entraîner des modifications de la composition des espèces proliférantes (OSPAR, 2010a). L'amélioration de la qualité des eaux est principalement due aux traitements des eaux usées domestiques et industrielles. Les rejets d'azote proviennent pour les deux tiers de sources agricoles et la réduction de ces rejets varient d'un pays à l'autre. Le QSR (Quality Status Reports) OSPAR de 2010 préconise la mise en œuvre des mesures de réduction dans le cadre des Directives Nitrate et Cadre sur l'eau de l'UE (OSPAR, 2010a). Cependant, l'inertie liée au renouvellement dans les sols et les sédiments peut entraîner la libération des nutriments (azote et phosphore) dans le milieu marin et réduire ainsi les effets à court termes des mesures prises et ceux des dizaines d'années après la diminution des sources (OSPAR, 2010a). Le bilan global actuel fait état d'une lente amélioration de l'état d'eutrophisation pour l'ensemble des pays OSPAR (OSPAR, 2010a).



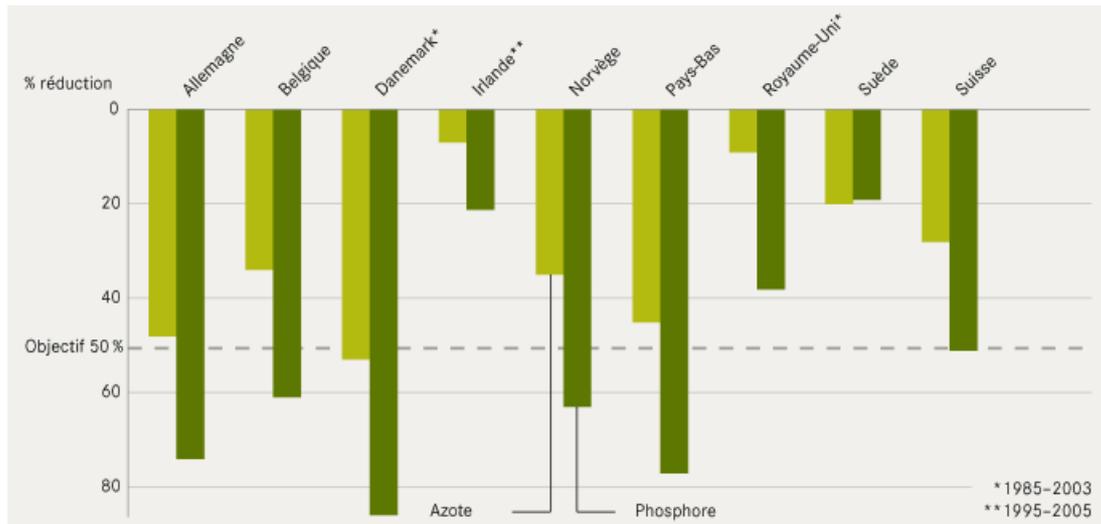


Figure 19. Réduction des rejets et pertes de nutriments (azote, phosphore) dans les zones à problème en 2005 par rapport à 1985. La France n'apparaît pas du fait de l'indisponibilité des données. La France a cependant signalé une réduction de 50 % des apports fluviaux en phosphore dans les eaux côtières entre 1990 et 2007 et aucune tendance significative concernant les apports azotés. Source : http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04_03.html

L'analyse du phénomène de prolifération algale dans différents pays permet de mettre en évidence des lieux où un déclin des ulves a été constaté. C'est le cas de **la lagune de Venise** dans laquelle la couverture algale a été réduite de 95 % à la suite d'événements climatiques particuliers (3 années successives pour lesquelles la température de l'eau a chuté brutalement de 3-4 °C durant 1 mois) concomitants avec une politique de réduction des apports azotés et phosphorés menée sur plusieurs années (Sfriso et Marcomini, 1996). Le déclin de cette biomasse algale a eu pour conséquence une reprise de contrôle de la croissance algale par les brouteurs. De même, la diminution d'algue a eu pour effet d'augmenter la turbidité de l'eau (les algues précédemment présentes stabilisaient le sédiment). L'augmentation de cette turbidité a pour effet de limiter la croissance algale à travers la diminution de la lumière pénétrant dans la colonne d'eau.

Dans l'étude de Vaudrey et al. (2010), le développement massif d'*Ulva lactuca* dans **l'anse de Mumford (Connecticut, USA)** était principalement dû au rejet de la station d'épuration. Sa fermeture a permis de réduire de 66 % les intrants en azote. A la suite de cette diminution la surface recouverte par les ulves a diminué de 9 % et la biomasse moyenne est passée de 400 g de poids humide par m² à moins d'1 gramme par m². De plus, les herbiers de *Zostera marina* et *Ruppia maritima* ont recolonisé la moitié de l'anse. Ce retour à l'état initial a été possible 15 ans après le retrait de la station d'épuration.

En France, le plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes a été élaboré en 2010 (Dalmas et al., 2010). L'accent est mis sur la maîtrise des apports azotés au milieu marin à travers des solutions préventives (améliorations des pratiques agricoles, reconquête des zones humides...) et curatives (ramassage des algues vertes). L'application de ces différentes solutions a été ciblée sur les huit baies bretonnes les plus touchées par les marées vertes. A l'heure actuelle, le recul est encore insuffisant pour mesurer l'impact de la réduction des apports azotés engagée.



2.3. Les marées vertes sur le secteur d'études

2.3.1. Historique

Dans le secteur de la baie de Quiberon, dans la région de Saint-Nazaire, sur l'île de Noirmoutier et dans la baie de Bourgneuf la présence d'ulve formant des « champs » a été observée dès la fin des années 1970 (Kopp, 1977).

Les photos des platiers rocheux, source des marées vertes d'arrachages de la zone d'étude montrent des algues vertes au moins depuis les années 2000 et jusqu'à nos jours (Figure 20). La comparaison ponctuelle entre les clichés de 2000 et de 2013 semble également montrer que les platiers étaient davantage couverts par les algues vertes en 2000 par rapport à 2013.



Figure 20. Evolution du platier rocheux de l'Ile de Ré : Porte-en-Ré entre 2000 (photo IGN) et 2013 (Photo CEVA). Présence d'algues vertes fixées aux deux années.

En 2010, la commission OSPAR a classé le secteur d'études en zones à problème ou à problème potentiel d'eutrophisation jusqu'au sud de la zone d'influence du panache de dilution de la Loire (Figure 21). Les sites Golfe du Morbihan, Vilaine, Loire et Bourgneuf ont été classés et font l'objet d'une surveillance continue (Ménesguen et al., 2001).



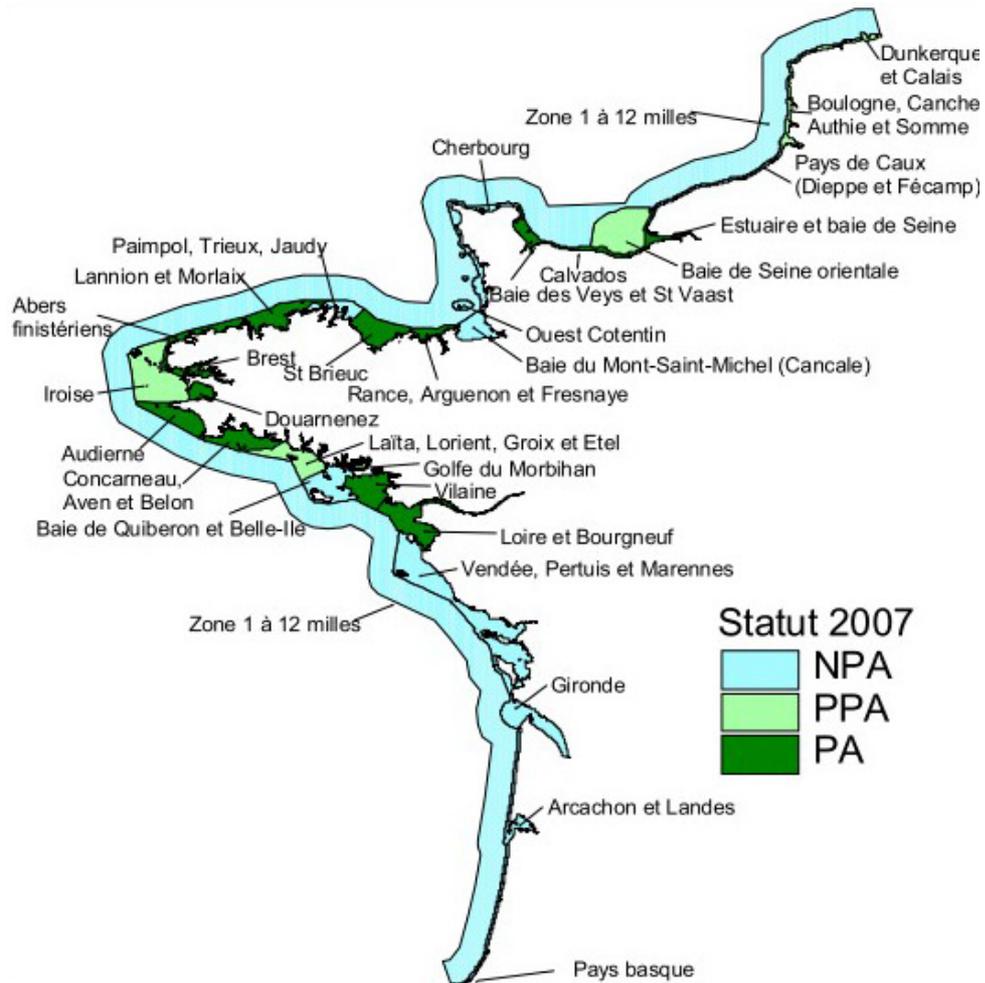


Figure 21. Evaluation de l'état d'eutrophisation des zones marines en France en 2007 (procédure OSPAR)
PA : zones à problème (Problem Area) PPA : zones potentiellement à problème (Potential Problem Area)
NPA : zones sans problème (Non Problem Area)

2.3.2. Description

Les différentes observations effectuées par le CEVA depuis 2007 dans le secteur d'étude montrent que les marées vertes qui s'y déroulent sont essentiellement des marées vertes d'arrachage. La proportion d'algues poursuivant leur croissance après avoir été détachée de leur substrat rocheux n'est cependant pas connue. Seul le secteur de la baie de Pont-Mahé montre des marées vertes qui semblent être exclusivement à ulves dérivantes (Figure 22).





Figure 22 : Exemple de marée verte d'arrachage (en haut) et de marée verte à ulves dérivante (en bas) dans le secteur d'étude (Noirmoutier, 24/07/2013 en haut et Pont-Mahé, 20/07/2012 en bas). Les dépôts algaux sont cerclés de rouge.

Dans le secteur d'étude, les algues vertes sont présentes le long des côtes avec des surfaces couvertes par les ulves maximales en 2008 et 2009 (années correspondant à un regain de l'intérêt médiatique pour les marées vertes) et elles sont en quantité plus importante sur les îles de Ré et Noirmoutier (Figure 23) avec des surfaces d'échouage pouvant atteindre 90 ha (somme cumulée sur trois mesures annuelles).



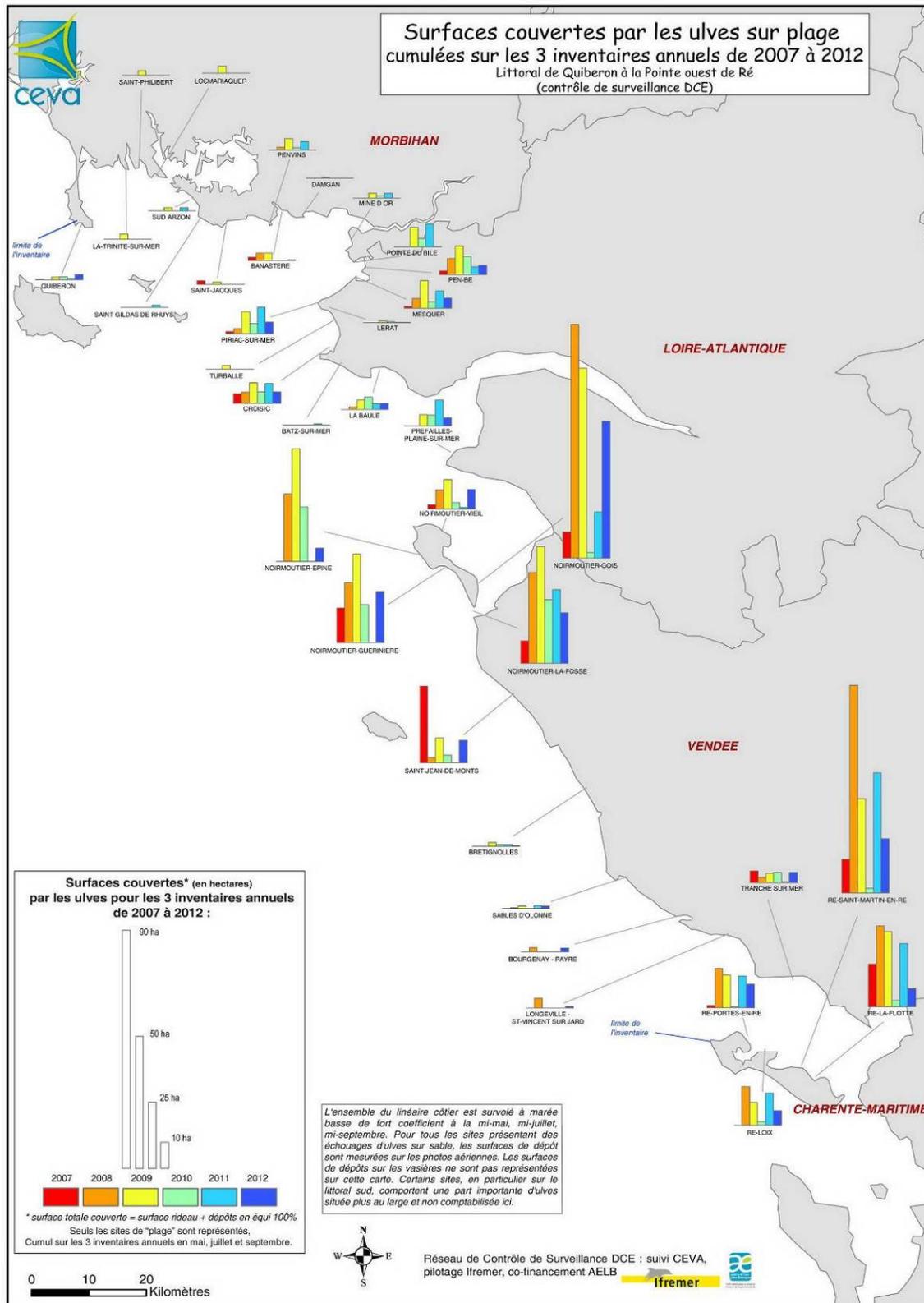


Figure 23. Surface recouverte par les ulves sur les plages du secteur d'étude entre 2007 et 2012. Source : CEVA.

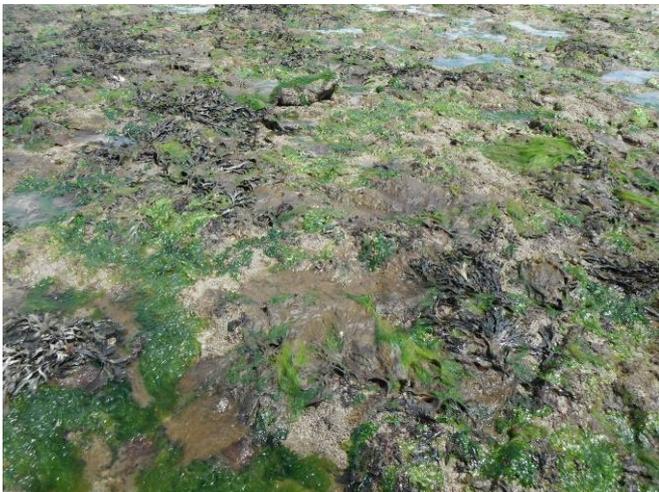


Les marées vertes sur le secteur d'étude

La majorité des marées vertes de la zone d'étude sont des marées vertes d'arrachage, c'est-à-dire que les ulves effectuent la première phase de leur croissance fixée sur substrat dur avant d'être arrachées et de s'échouer sur les plages. Quelques sites présentent néanmoins des marées vertes à ulves dérivantes comme c'est le cas dans la baie de Pont-Mahé.

De par leurs constantes physiologiques, leur cycle de développement et leur capacité à s'adapter à des larges conditions de lumières et de températures, les ulves sont adaptées à un développement maximum dans des eaux enrichies en nutriments et en particulier en azote.

Les zones les plus touchées par les échouages d'algues vertes sur le secteur d'étude sont l'Ile de Ré et l'Ile de Noirmoutier.



Exemple d'une marée verte d'arrachage sur le secteur d'étude avec à gauche la phase fixée et à droite la phase échouée après arrachage



3. Origine des marées vertes et application au secteur d'étude

3.1. Facteurs chimiques

3.1.1. Nutriments – Azote et phosphore, silicium, importance et origine des flux, quel élément limitant ?

Les sources de nutriments peuvent provenir d'apports terrigènes (d'origine agricole, urbaine et industrielle), pélagiques, et pour l'azote l'origine atmosphérique s'ajoute à celles précédemment citées (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Ces nutriments sont absorbés et stockés par les algues et peuvent être relargués dans le milieu lors de leur décomposition constituant un apport endogène de nutriments (Figure 24) non négligeable dans les zones de proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Les ulves absorbent l'azote sous forme de nitrates ou d'ammonium, ce dernier étant assimilé par l'algue en priorité (Ale et al., 2012). Le phosphore est assimilé sous forme inorganique dissoute, généralement représentée par les orthophosphates (Paytan and McLaughlin, 2007).

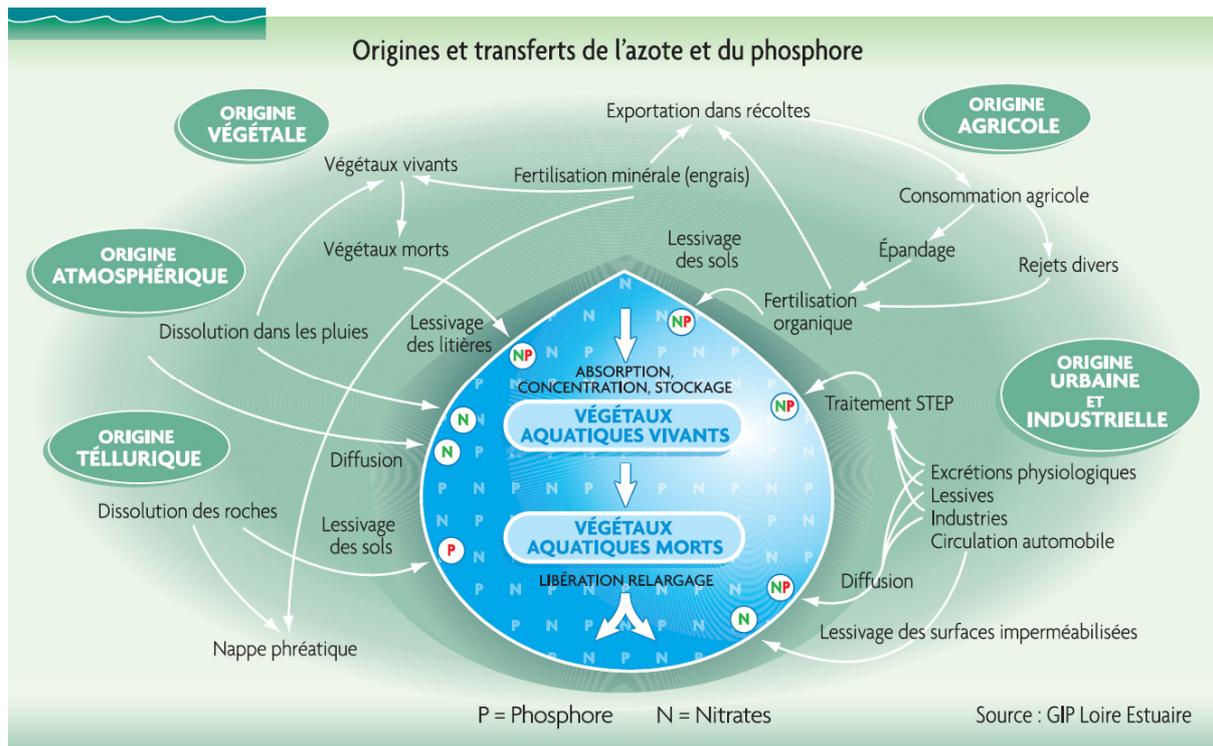


Figure 24. Origine et transfère de l'azote et du phosphore. Source : GIP, 2005. www.loire-estuaire.org/documents/pdf/GIP_200512_L2A2a.pdf

Concernant le bassin Loire-Bretagne, les apports azotés et phosphatés sont essentiellement issus des activités agricoles comme illustré sur la Figure 25. La participation des rejets urbains et industriels aux apports phosphatés ne sont néanmoins pas négligeables puisqu'ils représentent près d'un tiers des apports totaux.



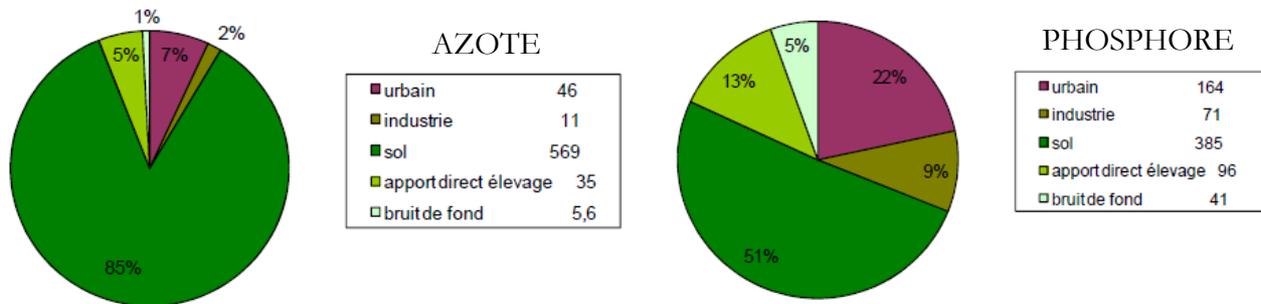
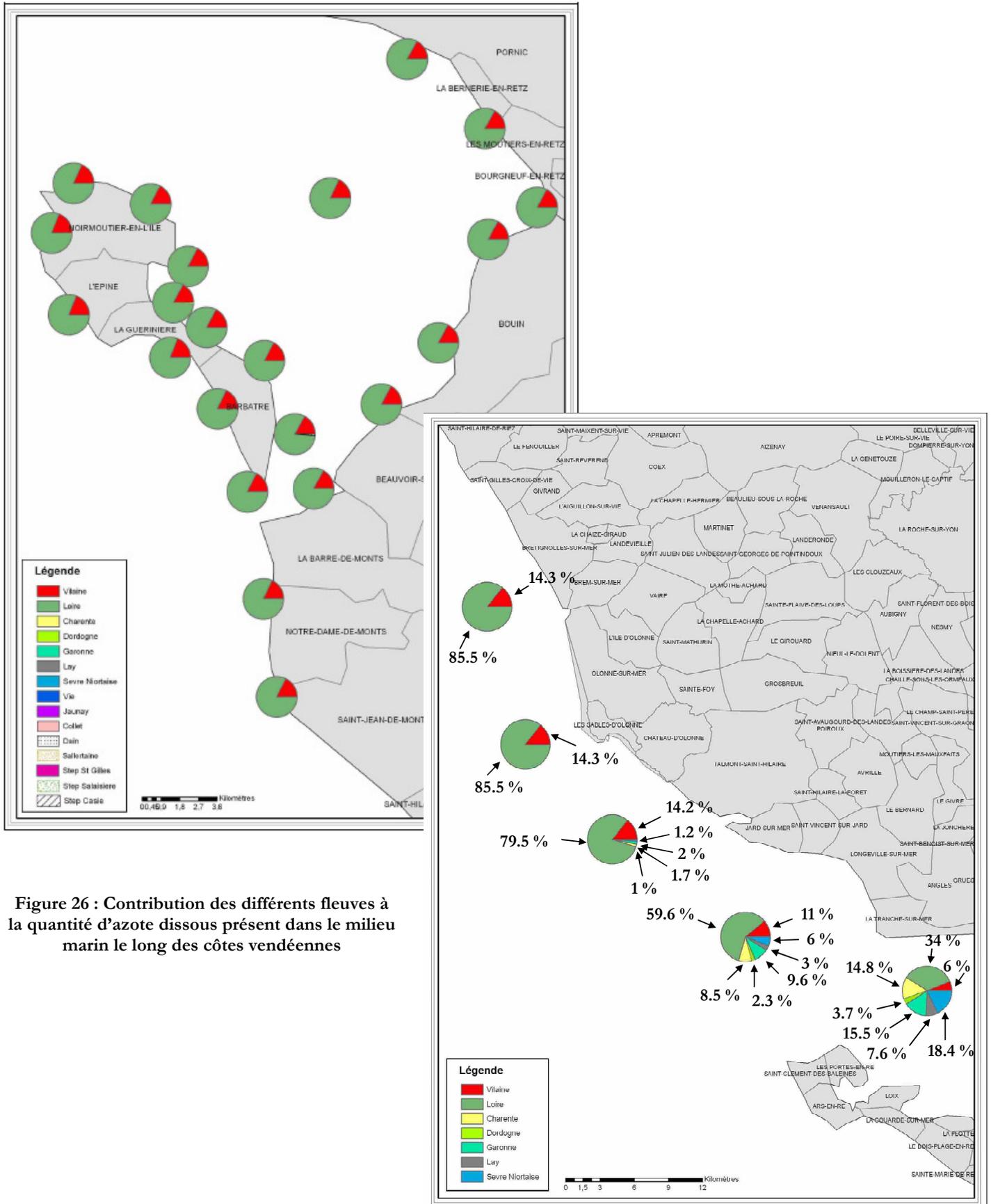


Figure 25. Répartition des sources d'azote (à gauche) et de phosphore (à droite) estimées, après épuration en t/j, pour le bassin Loire-Bretagne. Le sol représente les apports des cultures, des prairies, des forêts et des épandages des effluents d'élevage. Modélisation PEGASE, données AELB 2002 (d'après Bourrain et al., 2012)

Les apports d'azote terrigène totaux mesurés sur les bassins versants de l'Atlantique Nord peuvent atteindre une valeur maximum de $25 \text{ kg N. ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Howarth et al., 2011 ; Howarth et al., 1996).

Sans préjuger de l'importance des apports directs d'azote en mer par les nappes d'eau souterraines, qui n'ont pas encore été évalués sur le secteur d'étude, et en considérant les apports par les fleuves, rivières, étiers et rejets de stations d'épuration, l'azote dissous présent dans le milieu sur la partie vendéenne du secteur d'étude provient essentiellement de la Loire et de la Vilaine, comme le montre l'étude de dispersion des nutriments menée par le CEVA pour le Conseil Général de Vendée (2011) (Figure 26). C'est notamment le cas sur toute la façade comprise entre Pornic et les Sables d'Olonne. A partir de Château d'Olonne, la participation d'autres sources apparait graduellement, celles-ci étant bien individualisées au niveau de la Tranche-sur-Mer et l'Île de Ré, où la Loire, la Sèvre Niortaise, la Garonne et la Charente représentent respectivement 34 %, 18.4 %, 15.5 % et 14.8 % de l'azote dissous dans le milieu. Des phénomènes locaux de proliférations macroalgales pourraient néanmoins être entretenus par l'apport de nutriments provenant soit des nappes souterraines, soit de petits contributeurs dont l'amélioration pourra permettre de restreindre localement le phénomène.





Concernant **la Vilaine**, les concentrations d'azote ont augmenté le long de ce fleuve et dans le temps (entre 1971 et 1996) selon une étude de Moreau et al. (1998) basée sur le haut du cours d'eau (Figure 27). La Vilaine serait passée d'une concentration de 4.7 mg NO₃/l en 1971 à 19.6 mg NO₃/l en 1981 (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Il est reconnu que les rivières se chargent en azote et en phosphore grâce aux apports des bassins versants et des pratiques agricoles qui y sont développées. Dans le cas de la Vilaine, l'influence de l'élevage bovin et la culture de céréales a été mise en évidence par Moreau et al. (1998).

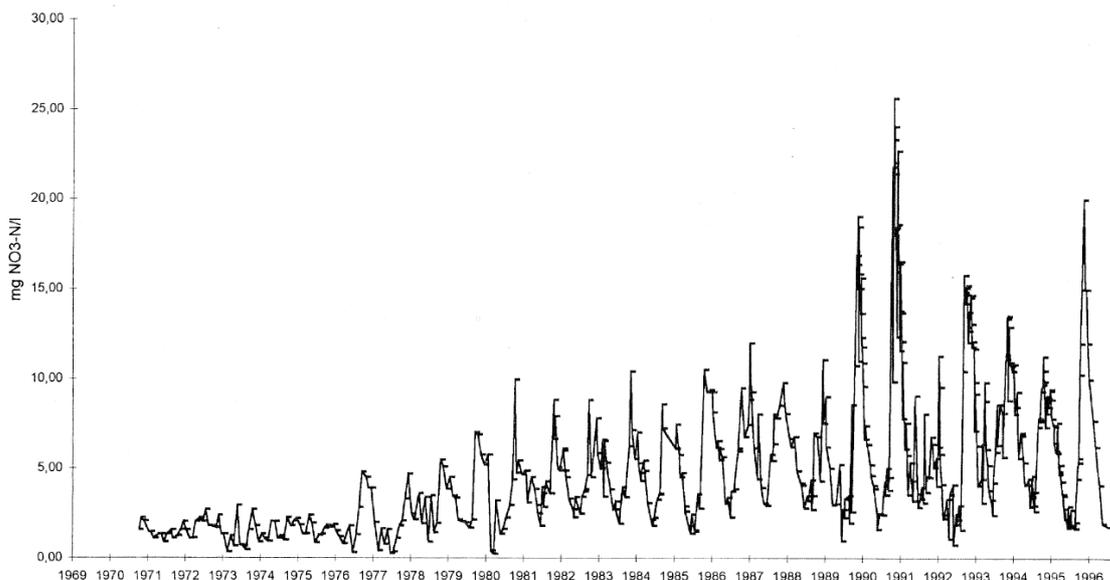


Figure 27. Evolution des concentrations de nitrate dans la partie haute du cours de la Vilaine entre 1971 et 1996. Source : Moreau et al. (1998).

Concernant **la Loire**, sur la période de 1982-1985, les apports d'azote ont été estimés à 9 kg N. ha⁻¹. an⁻¹ (Billen et Garnier, 2007) ce qui représente un apport annuel à l'océan de 104 000 tonnes, proche de l'ensemble des rivières bretonnes (Chevassus-au-Louis et al., 2012).

La station de mesure de St Luce a enregistré des variations de concentrations en nitrate en fonction du débit (Figure 28). Les concentrations varient globalement entre 2 et 25 mg.l⁻¹ avec les plus fortes concentrations en hiver et les plus faibles en été (GIP Loire Estuaire, 2005).

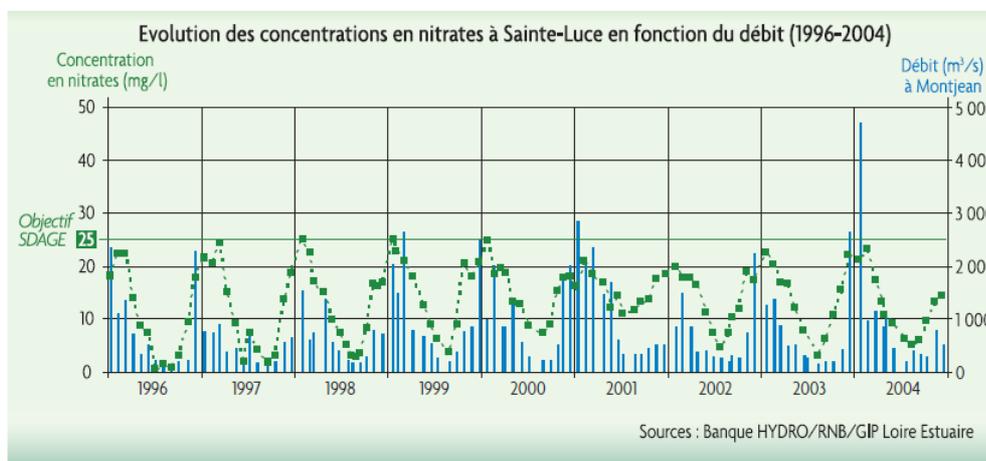


Figure 28. Evolution des concentrations en nitrates à Sainte-Luce en fonction du débit sur la période 1996-2004. Source : GIP Loire Estuaire (2005).



A partir de l'évolution, **sur le long terme**, de la concentration en nitrates à l'estuaire de la Loire, tracée à partir des données acquises à Sainte-Luce (depuis 1971 jusqu'à 2007) puis à Montjean (depuis 2007), il a été établi que « ... le milieu des années 80 apparaît comme une période charnière avant laquelle un seuil de concentration n'était jamais dépassé alors qu'il l'est ensuite de façon régulière. Cette période correspond à celle de l'amplification du phénomène d'eutrophisation marine. Cette constatation amène à fixer le seuil de concentration à la valeur qui est aujourd'hui régulièrement dépassée alors qu'elle n'était jamais atteinte avant 1985. Cette valeur constitue un premier objectif à atteindre. » (DREAL délégation Bassin Loire-Bretagne, 2012). Cette valeur, retenue en 2012 dans le cadre de la révision des zones vulnérables « ... constitue une première étape et pourra être affinée lors d'une prochaine révision... ».

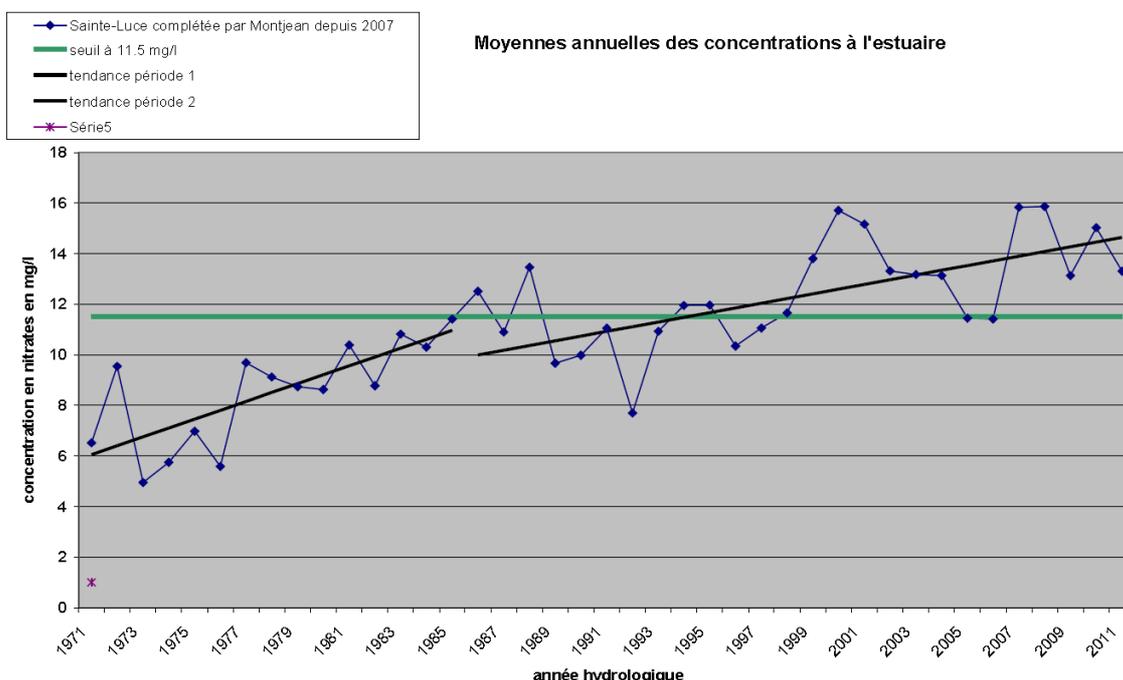


Figure 29. Concentrations annuelles en nitrate (mg/l) - estuaire de la Loire de 1971 à 2011. Source : DREAL délégation Bassin Loire-Bretagne, 2012.

Les retombées atmosphériques d'azote représentaient, en 2006, 4600 kt sur l'ensemble des pays de la zone OSPAR (Figure 29). Les activités agricoles, industrielles et de transport maritimes contribuent à ces émissions (OSPAR, 2010a). En 2008, la proportion des apports atmosphériques en azote total a été estimée à 24 % des apports totaux en azote dans le golfe de Gascogne (Blank, 2012). « Il faut noter que l'enrichissement du milieu marin en azote dû aux apports atmosphériques est dilué dans l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne, par opposition aux apports fluviaux qui eux sont principalement concentrés le long des côtes. » (Blank, 2012). A partir des données compilées pour la DCSMM, il a été possible d'estimer que **les apports atmosphériques constituaient moins de 10 % des apports en N sur la zone de croissance des ulves. En outre, les précipitations ont lieu durant la période défavorable aux ulves (automne/hiver), la majeure partie des apports atmosphériques ne profiteront donc pas à la croissance des ulves.**



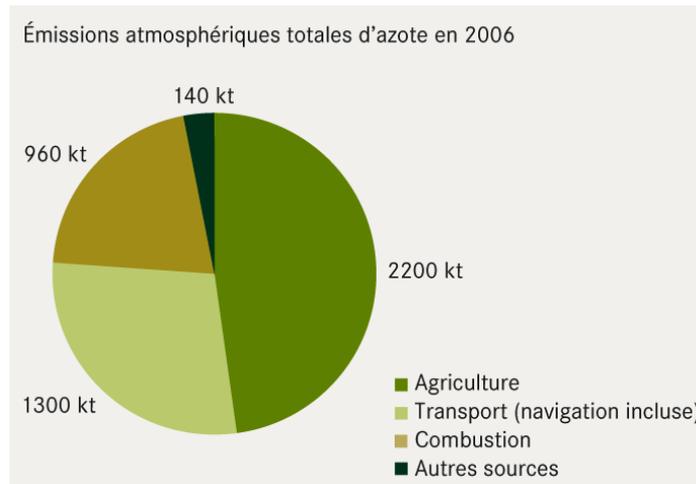


Figure 30. Contributions relatives de principaux secteurs à émission atmosphérique d'azote dans les pays de la zone OSPAR en 2006. Données EMEP. Source : OSPAR (2010a).

Le phosphore se présente sous deux formes : le phosphore dissous et le phosphore particulaire, l'association des deux formant le phosphore total. Le phosphore particulaire a une tendance à la rétention lors de son parcours vers l'océan et son apport sera plus important lors de fortes crues (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Une partie du phosphore particulaire peut sédimenter et constituer un stock dans les zones côtières d'un ordre de grandeur de 200-300 mg P par kg de sédiment dont 10 à 15 % serait disponible à la croissance des algues (Chevassus-au-Louis et al., 2012 ; Cann 1993). Ces proportions ont été retrouvées pour le sédiment de l'estuaire de la Loire (Andrieux-Loyer, 1997) ce qui permet de supposer que les apports sédimentaires constitueraient l'essentiel des apports phosphorés du milieu marin dans le secteur Loire-Vilaine en regard des apports par les rivières.

Pour **la Vilaine**, les flux de phosphore semblent être en diminution étant passé de 600 tonnes/an en 200 à 330 tonnes en 2007. Néanmoins, ces valeurs sont à prendre avec précaution du fait d'un jeu de données insuffisant (SAGE Vilaine, 2011).

La Loire présente des flux de phosphore stables entre 1982 et 2000 (environ 9000 tonnes/an) (Figure 31) (Crouzet et al., 2002). Une diminution des concentrations en phosphore est néanmoins engagée depuis 1994 permettant d'atteindre l'objectif de 0.2 mg.l⁻¹ préconisé par le SDAGE (Figure 32).

Flux de phosphore total

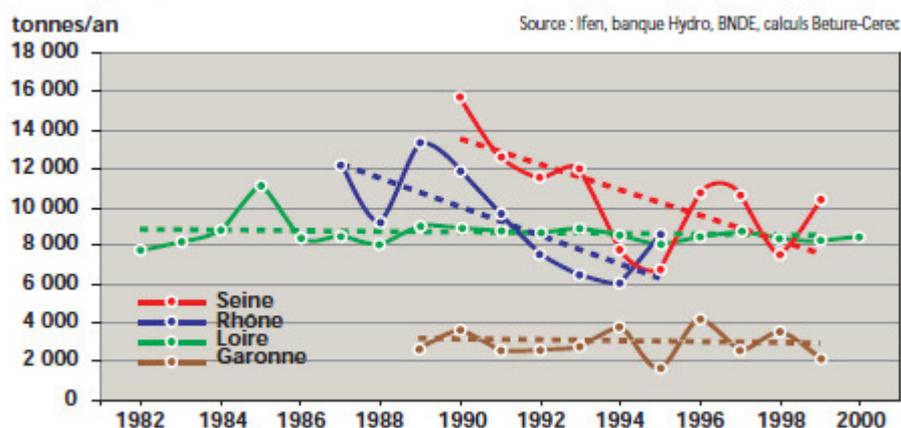
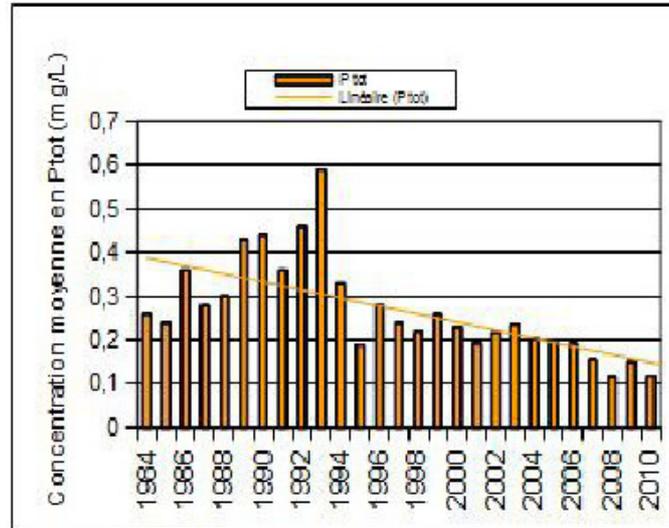


Figure 31 : Evolution des flux de phosphore total pour quatre grands fleuves français dont la Loire (en vert)





Sources : AELB/GIP Loire Estuaire

Figure 32. Evolution des concentrations en phosphore total de la Loire mesurées à Sainte Luce de 1984 à 2010. Objectif SDAGE : 0.2 mg/l. Source : http://www.loire-estuaire.org/documents/pdf/Presentation_HE.pdf

Contrairement à l'azote et au phosphore, les flux de **silicium** sont stables sur de longues périodes et ne semblent pas influencés par l'anthropisation (Billen et Garnier, 2007). Ces flux sont de l'ordre de $15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et représentent pour les rivières européennes de la zone tempérée entre 3.6 et $22.6 \text{ kg Si} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Billen et Garnier, 2007).

Quand l'azote et le phosphore sont en excès et que le silicium reste faible ou est en déficit alors les conditions deviennent favorables aux développements de blooms d'espèces algales non siliceuses que ce soient des microalgues ou des macroalgues (Howarth et al., 2011). Billen et al. (2011) ont déterminé un indicateur du potentiel eutrophique des zones côtières (ICEP) basé sur les flux relatifs d'azote par rapport au silicium dans les rivières se déversant dans le milieu marin (Figure 33). Cet indicateur n'est valable que si les autres conditions nécessaires au développement des algues sont réunies (température et lumière entre autres). En outre, cet indicateur ne se basant que sur les apports des rivières, le rôle du sédiment dans les apports en nutriments et notamment en phosphore et en silice est dans ce cas négligé.



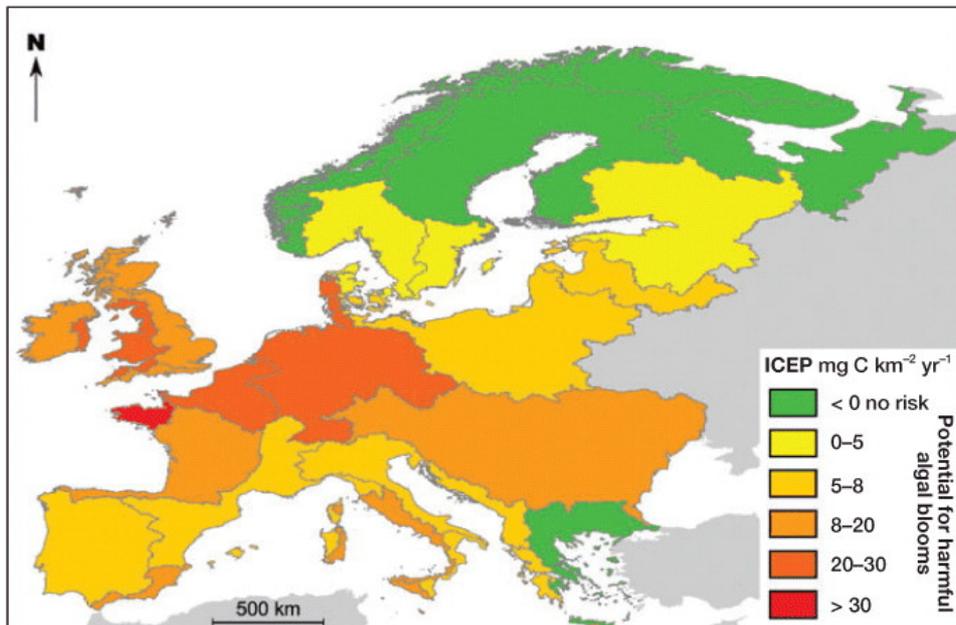


Figure 33. Indicateur du potentiel d'eutrophisation des zones côtières (ICEP : Indicator of Coastal Eutrophication Potential) par rapport au flux relatif de l'azote et du silicium contenus dans les rivières se déversant dans les zones côtières. Les valeurs positives (jaune-rouge) indiquent une limitation du silicium par rapport à l'azote et un risque de voir se développer des blooms d'espèces végétales autres que les diatomées (dinoflagellés et macroalgues). D'après Billen et al., 2011.

L'augmentation des apports de nutriments dans les rivières est le facteur principal impliqué dans le développement des blooms algaux (Chevassus-au-Louis et al., 2012). De nombreuses études ont mis en évidence le rôle de l'azote en tant que facteur limitant des proliférations macroalgales (Fujita, 1989 ; Ménesguen et Piriou, 1995 ; Dion et Le Bozec, 1996 ; Pedersen et Borum, 1996 ; Sfriso et Marcomini, 1999 ; Howarth et Marino, 2006). En outre, la diminution des flux de phosphore n'a pas permis de réduire les proliférations (par exemple à St Briec). Ceci peut s'expliquer par l'apport de phosphore stocké dans les sédiments l'empêchant d'être limitant. Cela ne minimise pas pour autant l'intérêt de poursuivre des efforts de réductions des apports phosphorés de façon à ne pas créer de nouveaux déséquilibres (Howarth et al., 2011). Paerl (2009) a illustré les conséquences qu'entraînait l'effort de gestion centré sur un seul élément nutritif. En réduisant l'apport en phosphore en amont de la Neuse River (Caroline du Nord, USA), les blooms de phytoplancton d'eau douce, dont la croissance était limitée par cet élément, ont été réduits. L'azote initialement consommé par ce phytoplancton s'est retrouvé dans l'estuaire ce qui a permis au phytoplancton marin, dont la croissance est limitée par l'azote, de croître davantage. La stratégie de réduire seulement l'apport en phosphore en amont a entraîné la récurrence des blooms phytoplanctoniques en aval. Le contrôle simultané des apports en azote et en phosphore est donc essentiel.

Le silicium étant resté de teneur stable au cours des années, il ne peut pas être considéré comme un facteur modifiant le milieu et donc à l'origine des marées vertes (Chevassus-au-Louis et al., 2012).



  <small>États & Régions & Français</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence</h2> <h3 style="margin: 0;">(MA)</h3>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	53/90

3.1.2. Autres éléments possiblement impliqués directement ou indirectement dans le développement des marées vertes (micronutriments, contaminants...)

Des micropolluants peuvent soit favoriser soit réduire les marées vertes. **Par exemple, des perturbateurs endocriniens peuvent réduire les populations de brouteurs et indirectement participer aux proliférations.** Au contraire, de nombreux polluants comme les herbicides ou certains métaux lourds auront un rôle négatif sur les proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Le fer peut être un élément limitant des proliférations d'ulves. Lorsque les teneurs en fer sont élevées, l'assimilation de l'azote sera réduit comme cela été montré chez *Ulva rigida* (Viaroli et al., 2005). L'impact de métaux lourds n'est pas majeur, les ulves étant d'ailleurs souvent utilisées comme bio indicateur de ces éléments car elles sont capables de supporter des milieux modérément pollués. De plus, leur fort rapport surface/volume rend l'absorption des métaux lourds très rapide (Haritonidis et Malea, 1999 ; Ho, 1990a ; Ho, 1990b ; Turner et al., 2008).

Au niveau des estrans touchés par des pollutions aux hydrocarbures, plusieurs études ont démontré suite à ces événements une colonisation importante des algues vertes opportunistes du genre *Enteromorpha* (Southward et Southward, 1978) et *Ulva* (revue de O'Brien et Dixon, 1976 ; Sousa, 1979 ; Marshalla et Edgarb, 2003). De même, **Barillé-Boyer et al. (2004) ont constaté une augmentation importante de l'abondance d'ulves à Piriac-sur-Mer suite à la marée noire de l'Erika** (pollution 1999). Les populations d'algues du genre *Fucus* semblent présenter au contraire une sensibilité marquée aux pollutions de ce type (revue de O'Brien et Dixon, 1976 ; Stekoll et Deysher, 2000). En 1998, Kirso et Irha ont montré les capacités importantes de concentration par l'espèce *Fucus vesiculosus* d'un HAP carcinogène, le benzo-a-pyrène, présent potentiellement dans l'environnement marin. Pavoni et al. (2003) ont constaté dans la lagune de Venise que les algues du genre *Ulva* sont celles qui présentent les plus forts taux de HAP. Les plus fortes concentrations en PCB et pesticides ont par contre été détectées dans les algues du genre *Cystoseira*, *Fucus* et *Gracilaria*.

Les effets des HAP sur la physiologie des ulves ont été étudiés notamment par Zambrano et Carballeira (1998). Cette étude montre que chez les ulves, le taux de photosynthèse est le meilleur indicateur de stress face à une pollution du milieu par les hydrocarbures. Beaumont et al. (1987) ont étudié l'effet du TBT notamment sur les processus métaboliques d'*Ulva lactuca* : la respiration augmente significativement en présence de ce polluant. Toutefois l'étude ne permet pas de conclure sur les effets du TBT sur le processus de photosynthèse.

3.2. Facteurs physiques

3.2.1. Lumière en lien avec la turbidité

L'éclairement est un des facteurs déterminant dans les proliférations algales. Tout d'abord, la durée d'éclairement journalier doit être suffisante ce qui induit les épisodes de prolifération préférentiellement au printemps et en été (Merceron, 2001). De plus l'intensité lumineuse joue aussi un rôle important et doit être assez forte pour le développement des algues vertes (Henley et al., 1991 ; Henley et al., 1992). Ainsi, la hauteur d'eau et la turbidité sont des éléments primordiaux. De faibles hauteurs d'eau, typiques des baies, sont essentielles pour assurer une bonne pénétration de la lumière (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Lorsque la turbidité augmente la luminosité diminue limitant ainsi les proliférations. Dans la lagune de Venise des régressions ont été enregistrées suite, entre autres, au développement d'activités de dragage augmentant ainsi la turbidité (Sfriso et Marcomini, 1996 ; Sfriso et al., 2003). Dans l'estuaire du



Mondego (Portugal), les épisodes de prolifération varient en fonction de la turbidité (Martins, 2000). En France, comme le précise le rapport de la mission interministérielle, la Baie du Mont Saint-Michel n'est pas affectée par les marées vertes du fait de sa turbidité (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Une analyse long terme de la turbidité sur le secteur d'étude permettrait d'appréhender une éventuelle évolution de ce paramètre. Un tel travail n'a néanmoins jamais été effectué sur le secteur d'étude.

De plus, un des résultats de l'eutrophisation et des proliférations algales est une réduction de la luminosité (Figure 34) pour les macroalgues benthiques dont les profondeurs limites de distribution se réduisent en fonction du minimum lumineux requis pour la croissance de chaque espèce (Kautsky et al., 1986 ; Breuer et Schramm, 1989). Lors d'hyper eutrophisation, les proliférations algales peuvent entraîner la diminution voire l'extinction des macrophytes à croissance lente et morphologie plus complexe (Schramm, 1999).

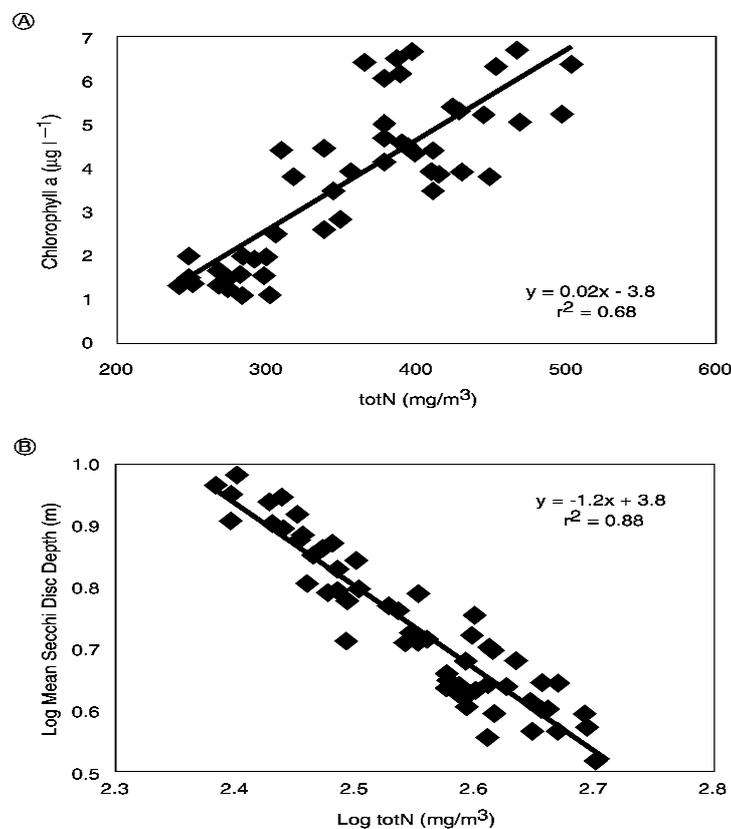


Figure 34. Observation à long terme de l'estuaire de l'Himmerfjärden, Stockholm, Suède sur plusieurs années durant lesquelles de l'azote et du phosphore ont été ajoutés de façon expérimentale dans les rejets d'eau douce. Figure du haut : relation entre la moyenne des concentrations totale en azote et la chlorophylle *a* mesurée dans les eaux de surface. Figure du bas : relation entre la moyenne des concentrations totale en azote en surface et la turbidité mesurée avec un disque de Secchi. D'après Elmgren, (1997). Source: <http://www.nap.edu/openbook/0309069483/html/71html>, copyright, 2000 The National Academy of Sciences.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2>Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	55/90

3.2.2. Impacts des aménagements littoraux sur la géomorphologie et la courantologie

Pour lutter contre l'érosion et l'action des vagues l'homme a construit de nombreuses structures telles que des ports, des jetés, des polders pour répondre à des besoins économiques, résidentiels et touristiques (Figure 35) (Bulleri et Chapman, 2010). Ces défenses réduisent les mouvements de masse d'eau en de nombreux endroits (Walker, 1984). Or un faible hydrodynamisme est favorable aux proliférations algales. De plus, ces structures sont généralement construites en zones sédimentaires proche de baies et de zones urbanisées. Elles participeraient à la réduction des dilutions des panaches d'éléments nutritifs provenant des rivières et permettraient aux proliférations de persister sans pouvoir être évacuées vers le large (Kopp, 1977). Elles sont rapidement colonisées par des espèces algales et animales de type substrat rocheux (Moscella et al., 2005 ; Airoidi et al., 2005). Parmi ces espèces, les algues vertes pourraient constituer un apport aux proliférations et aux échouages. **Toutefois d'une façon générale, il s'agit de phénomènes locaux qui ne peuvent pas expliquer les proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012), notamment sur le secteur d'étude.**



Figure 35. Exemple d'aménagements littoraux sur l'île de Ré bordant un estran rocheux, mai 2013. Photo : CEVA

3.3. Facteurs écologiques

3.3.1. Compétition avec les autres espèces algales

La compétition est un élément structurant des communautés macroalgales. Celle-ci peut avoir lieu de manière interspécifique et intraspécifique. Elle est dépendante de la sensibilité de chaque espèce aux différents facteurs écologiques tels que leurs capacités d'absorption des nutriments, leurs cycles de vie et leurs vitesses de croissance, leurs morphologies, leurs sensibilités



au broutage et aux composés allélopathiques⁶. Ces interactions ont lieu à chaque étage de la chaîne alimentaire et donnent lieu à des contrôles par le haut : Top-Down (ex : action des brouteurs sur les algues) et par le bas : Bottom-Up (ex : action des nutriments sur la croissance des algues). L'augmentation ou la diminution de l'un de ces facteurs peut profondément impacter la structure des communautés. Par exemple, les phénomènes d'eutrophisation ont contribué à la diminution des espèces de macroalgues pérennes et de leurs communautés associés au profit de quelques espèces d'algues annuelles proliférantes (Vogt et Schramm, 1991 ; Munda, 1993). Le schéma ci-dessous (Figure 36) illustre ce type d'interactions sur une communauté algale peuplant le substrat rocheux d'après les expériences de Worm et Lotze (2006).

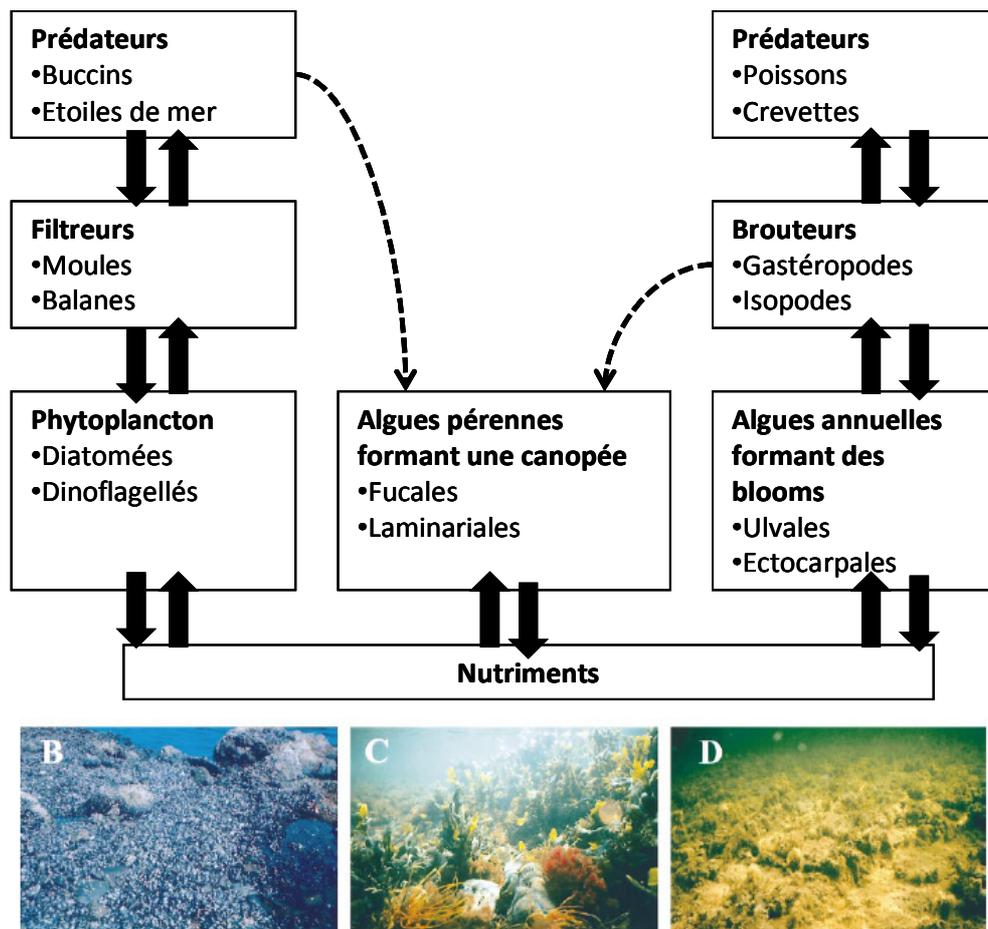


Figure 36. Interactions de la chaîne alimentaire d'une communauté algale de substrat rocheux : les flèches vers le haut indiquent un contrôle par le bas (bottom-up) lié à la disponibilité/affinité des ressources, les flèches vers le bas indiquent un contrôle par le haut (top-down) lié à l'activité des consommateurs, les flèches en pointillés indiquent des effets indirects positifs. L'enrichissement en nutriments stimule le phytoplancton consommé par les filtreurs et stimule aussi les algues annuelles proliférantes en défaveur des algues pérennes. Les prédateurs et brouteurs limitent l'abondance des filtreurs et des algues annuelles proliférantes et de manière indirecte participent au maintien des algues pérennes. Les photos représentent les différents états de cette communauté. Lors d'une eutrophisation excessive, les contrôles par le haut sont outrepassés et les développements des filtreurs (photo B : lit de moules) et des algues annuelles proliférantes (photo D) sont favorisés au détriment des algues pérennes (photo C). D'après Worm et Lotze (2006).

⁶ Composés chimiques sécrétés par un organisme ayant pour effet d'inhiber la croissance d'un ou plusieurs organismes à proximité.



  <small>États & Régions & Français</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence</h2> <h3 style="margin: 0;">(MA)</h3>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	57/90

3.3.2. Compétition pour les éléments nutritifs

Les algues opportunistes ont des affinités pour les nutriments et un fort taux d'absorption qui sont un avantage majeur par rapport aux algues à morphologie plus complexe et à croissance plus lente (Abreu et al., 2011 ; Auby et al., 1994). En effet, les algues opportunistes filamenteuses ou foliacées ont un rapport surface/volume relativement fort qui leur permet une absorption des nutriments et une croissance rapide (Hein et al., 1995 ; Rosenberg et Ramus, 1984). Toutefois, elles ont une capacité de stockage des nutriments assez faible (entre 2 et 8 jours pour des algues filamenteuses, (Fujita, 1985 ; Pedersen et Borum, 1996). A l'inverse, les algues pérennes formant les canopées ont un thalle épais, recouvert de cortication, avec un faible rapport surface/volume, une absorption des nutriments et une croissance lente (Pedersen et Borum, 1996 ; Wallentinus, 1984). Elles ont cependant une grande capacité de stockage des nutriments comparé aux algues filamenteuses allant de la semaine à plusieurs mois (Chapman et Craigie, 1977 ; Pedersen et Borum, 1996). Ces différences physiologiques vont influencer les réponses de ces algues face aux fluctuations de fréquences et de concentrations des apports en nutriments (Rosenberg et al., 1984) et contribuer au remplacement des espèces pérennes par des algues opportunistes lors de fortes eutrophisations (Worm et Lotze, 2006).

3.3.3. Compétition pour le substrat

Les espèces opportunistes comme les algues vertes sont des espèces pionnières qui seront les premières à coloniser un espace nouvellement créé, par exemple suite à des tempêtes lors de retournement de cailloux ou bien après une catastrophe écologique telle que les marées noires (Sousa, 1984). Leur croissance et reproduction rapide donnent aux algues vertes un avantage indéniable par rapport aux espèces de croissance plus lente (espèces dites tardives) telles que les algues de la canopée (ex : Fucales) mais aussi vis-à-vis des invertébrés marins qui colonisent les substrats rocheux (ex : balanes, moules). Les algues vertes vont alors coloniser et monopoliser le substrat et peuvent inhiber la colonisation de ce substrat par des espèces plus tardives (Sousa, 1979 ; Sousa, 1984 ; Lubchenco, 1983). Cependant, les algues vertes ont un cycle annuel et leur abondance est fortement réduite en hiver. De plus elles sont sensibles au broutage et les herbivores peuvent réduire leur abondance (voir § 3.3.5). Cette diminution peut permettre aux espèces tardives comme les fucales de se développer (Benedetti-Cecchi et al., 2001 ; Hawkins, 1981). Une fois à taille adulte, les fucales vont à leur tour avoir un effet négatif sur les algues vertes par effet de compétition pour la lumière et l'espace (Benedetti-Cecchi et al., 2001 ; Hawkins, 1981 ; Jenkins et al., 1999). Les algues vertes pourront néanmoins persister comme épiphytes sur les espèces tardives de type fucales ou bien coralline, ces dernières leur offrant une protection contre le broutage par effet de barrière physique (Bertness et Callaway, 1994 ; Hay, 1981 ; Noël et al., 2009).

3.3.4. Notion d'allélopathie

Les propriétés toxiques des proliférations algales sont souvent associées aux blooms planctoniques. Cependant, les algues vertes peuvent aussi avoir un effet négatif par diffusion de composés biochimiques dans l'eau de mer. Une étude menée sur les molécules contenues dans les tissus d'*Ulva fenestrata* et *Ulvaria obscura* a montré une inhibition sur le développement du Fucus, des larves d'huitres mais aussi sur ces propres algues vertes (Nelson et al., 2003b). Les ulves peuvent avoir des effets allopathiques négatifs sur le développement de phytoplancton responsable de bloom comme *Ulva pertusa* et *Ulva linza* sur les marées rouges de *Prorocentrum*



  ÉLÉMENTS D'ÉQUALITÉ ET D'ENVIRONNEMENT RÉPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	58/90

micans (Jin et al., 2005), *Ulva lactuca* sur les blooms de *Heterosigma akashino*, *Alexandrium tamarense*, *Skeletonema costatum* et encore d'autres espèces. (Nan et al., 2004; Tang et Gobler, 2011; Wang et al., 2007; Nan et al., 2008). La dopamine libérée par *Ulvaria obscura* a des propriétés anti-herbivores et cette algue responsable de marées vertes subtidales sur les côtes du Nord Est Pacifique est faiblement broutée par les oursins, les littorines et les isopodes (Van Alstyne et al., 2006). Cette production de dopamine, tout comme d'autres composés de la famille de l'adrénaline, contribuerait à la persistance de ces marées vertes (Van Alstyne et al., 2006).

3.3.5. Contrôle des proliférations algales par le broutage

Les brouteurs typiques des substrats rocheux comme les gastropodes : patelles, littorines, aplysies sont des régulateurs des populations macroalgales reconnus en particulier pour les algues vertes qui sont plus sensibles au broutage que des algues à morphologies plus complexes tel que les fucales (Benedetti-Cecchi et al., 2001 ; Hawkins et Hartnoll, 1983). Ces brouteurs peuvent alors jouer un rôle de contrôle pour les marées vertes d'arrachage (May et al., 1970). Ce type de régulation est appelé Top-Down (régulation par le haut). Cependant, même si ces herbivores réduisent les proliférations macroalgales, leur action est limitée puisque leur consommation journalière n'excède pas 10 % de la biomasse algale présente (Worm et Lotze, 2006 ; Chevassus-au-Louis et al., 2012). Il ne faut toutefois pas négliger l'influence d'une forte pression de pêche sur ces prédateurs (ex : littorines) (Kopp, 1977). Cette pêche qui s'effectue à pied réduit non seulement les populations d'herbivores, mais les retournements de blocs effectués lors de cette pêche favorisent le développement d'espèces opportunistes telles que les algues vertes (Bernard, 2012), premiers colonisateurs d'espaces nouvellement créés. Aucune étude n'a cependant quantifiée l'impact de telles pratiques sur les proliférations algales.

En ce qui concerne les marées vertes à ulves dérivantes dont la croissance des thalles s'effectue en pleine eau, le rapport interministériel précise que les mollusques des substrats rocheux ne pourront pas réguler de telles proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Dans ce cas, les invertébrés benthiques vivants dans les milieux sablo-vaseux tels que les crustacés brouteurs (gammare (amphipodes), sphaeromes et idotées (isopodes)) pourraient jouer un rôle dans le contrôle des proliférations. Cependant, les conditions anoxiques créées par les dépôts d'algues sur les milieux sablo-vaseux entraînent la mort de ces brouteurs dont la population est réduite (Sfriso et Marcomini, 1996).

Le contrôle des herbivores sur les proliférations macroalgales pourrait dépendre des espèces impliquées (algues et brouteurs). Une expérience menée en mer baltique, regroupant tous types d'herbivores (gastropodes, isopodes et amphipodes), a montré une très forte activité de broutage sélectif permettant la réduction des proliférations d'entéromorphes au profit de celles de *Pylaiella* (Lotze et Worm, 2000). Le broutage sélectif des herbivores pourrait réduire voire prévenir les proliférations algales par consommation sélective des algues dans leurs premières phases de développement comme propagules ou nouvellement fixées (Lotze et al., 2000).

3.3.6. Rôle potentiel du changement global

– Changements climatiques

Durant les 50 dernières années, certains événements climatiques extrêmes ont augmenté en fréquence et en intensité (IPCC, 2007). Les épisodes de précipitations intenses et les inondations pourraient accentuer l'enrichissement en nutriments en augmentant les apports d'eau douce et les ruissellements provenant des bassins versants (OSPAR, 2010a). Les évolutions



climatiques sont également susceptibles d'avoir une incidence sur la répartition biogéographique des communautés benthiques, perturbant davantage l'équilibre des communautés se développant sur substrat rocheux (Thompson et al., 2002).

– Températures hivernales

Les épisodes de froid ont diminué au cours des 50 dernières années avec une réduction : (1) du nombre de jours et de nuits de froid, (2) de l'intensité du froid et (3) une plus faible fréquence des événements de gel (IPCC, 2007). Ceci pourrait avoir des conséquences sur les périodes d'initiation des proliférations. En effet, les populations d'algues opportunistes sont annuelles et leur germination est contrôlée par la température. La température de germination est différente entre les espèces proliférantes et des changements de températures pourraient favoriser le développement d'une espèce par rapport à une autre. Par exemple, la température de germination de *Pylaiella* est plus basse que celle des entéromorphes, et un développement plus précoce de *Pylaiella* pourrait être à l'origine de phénomène de compétition entre ces deux espèces (Schramm, 1999).

Dans le cadre du programme Rebut (REseau BENThique), la fluctuation de la couverture en fucales dans le secteur d'étude a été mise en relation avec l'indice hivernal de l'Oscillation Nord Atlantique qui, lorsqu'il est positif, traduit des hivers chauds et humides et lorsqu'il est négatif, traduit des hivers froids et secs, les hivers chauds et humides étant défavorable au recrutement des fucales (Rossi et al., 2009).

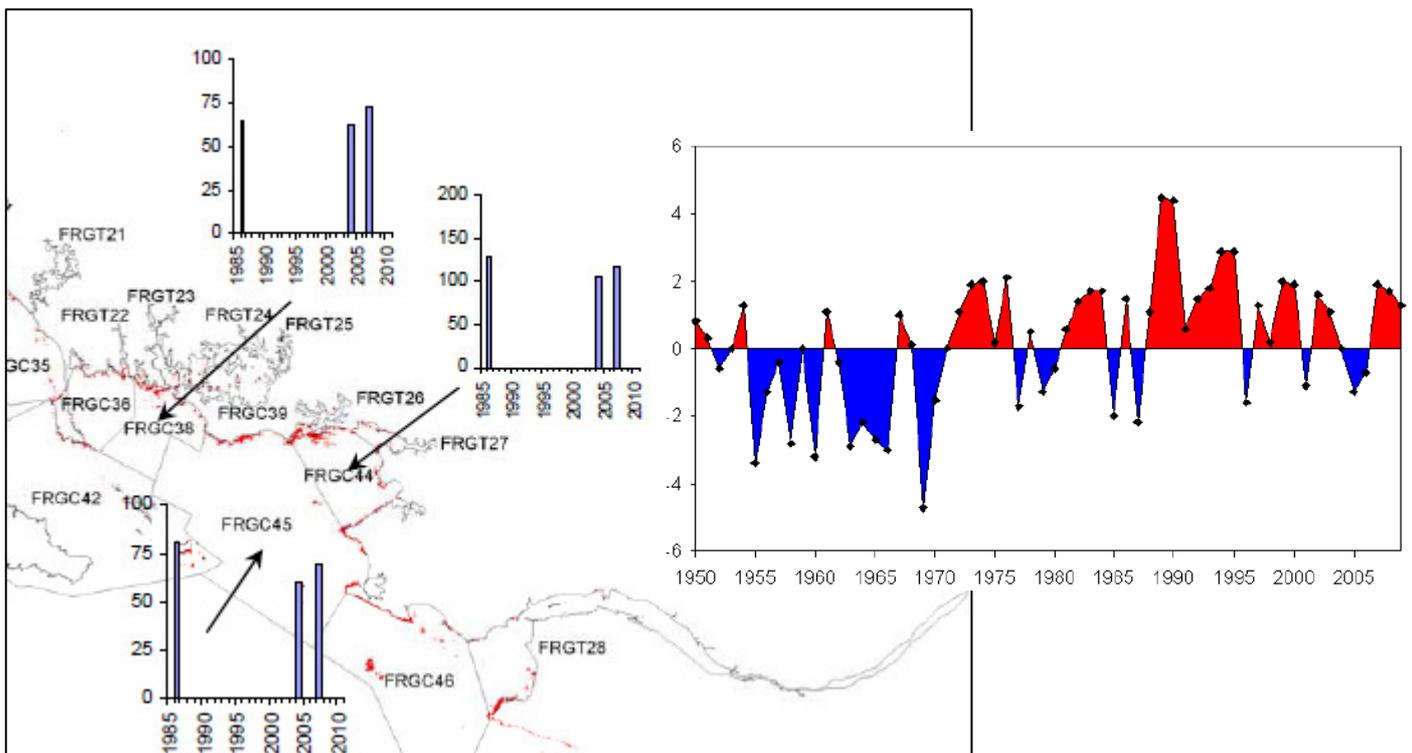


Figure 37 : Evolution temporelle de la couverture en fucales (ha) (à gauche) et présentation de l'indice hivernal annuel de l'Oscillation Nord Atlantique (à droite). La période entre 1985 et 2004 est une période largement caractérisée par un indice positif (hiver chaud et humide) défavorables aux fucales. Une régression de la surface en fucales a été mesurée sur cette période, la tendance s'inversant entre 2004 et 2007, période durant laquelle l'indice ONA a été négatif (hiver froid et sec) et donc favorable au recrutement des fucales (modifié d'après Rossi et al., 2009).



– Températures estivales

Une des conséquences du changement global est une augmentation des événements de fortes températures en été (IPCC, 2007). L'état actuel des connaissances sur la distribution latitudinale des macroalgues permet de prédire qu'une augmentation de la température pourrait être responsable d'un changement en abondance algale avec le remplacement des espèces de canopée (algues brunes) par des espèces moins productives de type algues rouges gazonnantes (Hawkins et al., 1992). Ces phénomènes seront amplifiés par les pressions anthropiques (Figure 38) (Benedetti-Cecchi et al., 2001 ; Dayton et al., 1998 ; Paine et al., 1998).

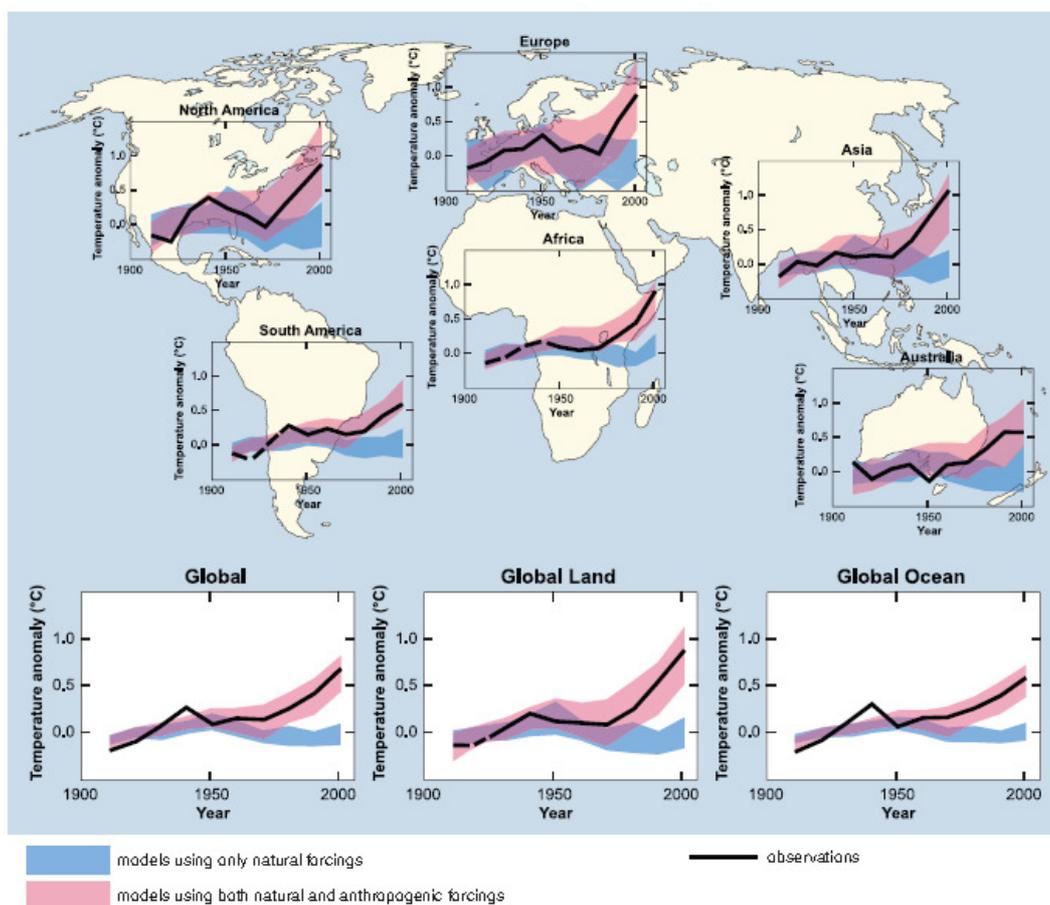


Figure 38. Changement de température global et continental. Modèles climatiques utilisant un forçage naturel (en bleu) et un forçage naturel couplé à un forçage anthropique (en rose). Source : IPCC, 2007

Certains auteurs ont fait le lien entre l'eutrophisation, l'augmentation des températures liée aux phénomènes climatiques (e.g. Paerl et Whitall, 1999 ; Wu, 1999 ; Cognetti, 2001) et les blooms observés notamment sur les côtes chinoises (Yin et al., 1999 ; Wang et al., 2002). En France, dans le bassin d'Arcachon, les augmentations des températures de l'eau et de l'air depuis 1982 pourraient avoir favorisé le développement de l'espèce thermophile *Enteromorpha clathrata* (Auby et al., 1994). La température conditionne les processus biologiques, le métabolisme, la fixation des nutriments et la production de biomasse (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Il est cependant difficile de pouvoir prédire les événements de prolifération dans le futur (Zingone et



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	61/90

Oksfeldt Enevoldsen, 2000 ; Thompson et al., 2002). Les proliférations sont néanmoins susceptibles d'augmenter au vu du lien étroit entre eutrophisation et changements climatiques, toutes choses égales par ailleurs (Thompson et al., 2002).

- Hydrodynamisme (directions, forces de houles)

L'hydrodynamisme régit le transport, la dilution des nutriments et le temps de résidence des proliférations algales en suspension dans les baies (Ménesguen, 2001). Certaines zones côtières à régime intertidale présentent selon leur conformation de faibles mouvements d'eau et une faible courantologie résiduelle liée à la marée. Elles sont donc propices aux proliférations algales (Ménesguen, 2001). Par exemple, un faible courant résiduel de marée (Figure 39) est présent dans les zones des panaches de dilutions de la Vilaine et de la Loire (Salomon et Lazure, 1988) ce qui explique les proliférations de phytoplancton dans cette baie (Chapelle et al., 1994).

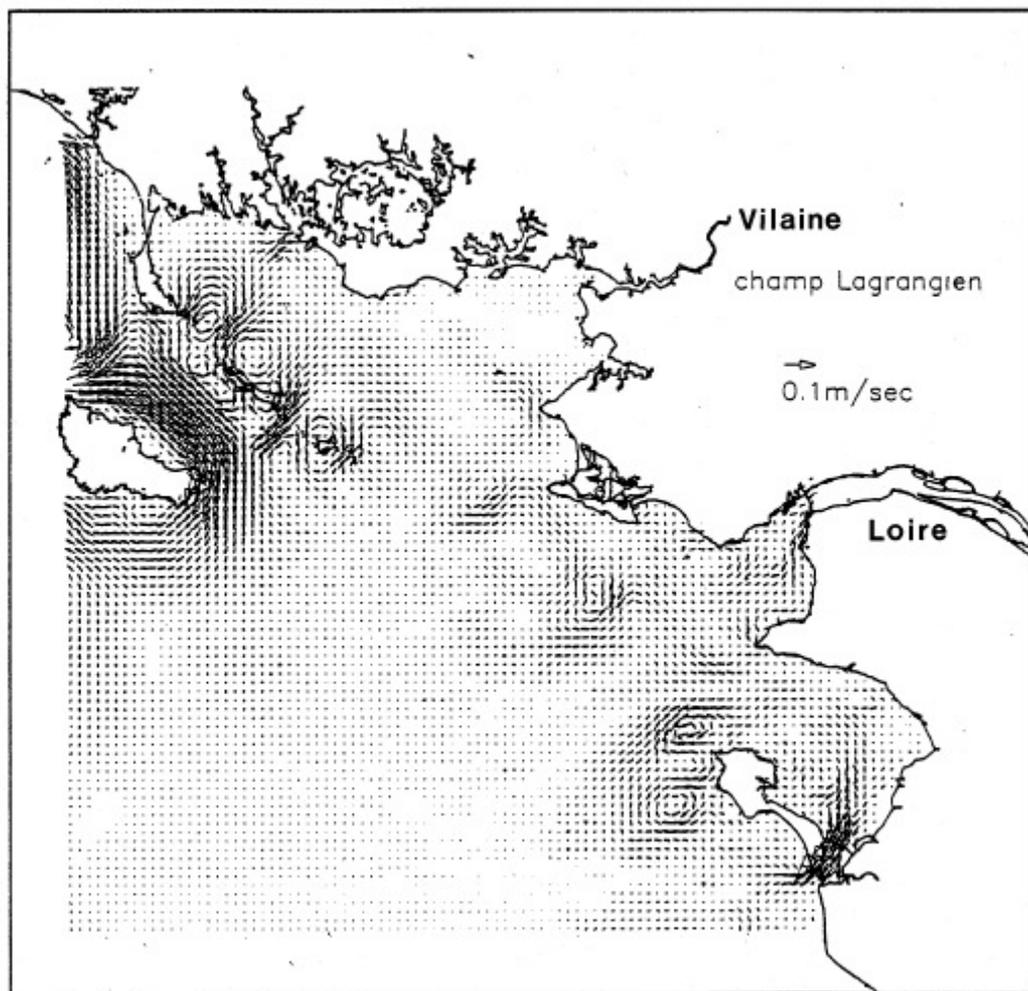


Figure 39. Zone de faible courant résiduel de marée en Baie de Vilaine (Salomon et Lazure, 1988)

Le changement climatique pourrait intensifier certaines variables telles que l'action des vagues associée à une augmentation de la fréquence des tempêtes (IPCC, 2007 ; Houghton et al., 1996). Ces changements pourraient avoir des répercussions sur la courantologie et augmenter les phénomènes d'arrachage des algues vertes. En France, les stratégies régionales de gestion du trait de côte étant en cours de définition, il n'est pas possible de préciser l'impact éventuel des



  ÉLÉMENTS D'ÉQUALITÉ ET D'ENVIRONNEMENT REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	62/90

ouvrages de protection si ceux-ci venaient à être plus nombreux, ce qui accentuerait probablement les phénomènes liés à ces constructions évoqués ci-dessus.

– Espèces introduites adaptées / favorisées

Les proliférations d'espèces observées étaient-elles des espèces préexistantes ou proviennent-elles d'introduction ? De nombreuses espèces ont été introduites au cours du 20^{ème} siècle (Occhipinti-Ambrogi et Savani, 2003) par les activités humaines croissantes comme par exemple le transport maritime (Mineur et al., 2007b ; Mineur et al., 2008) ou le transfert d'espèces pour la conchyliculture (Hewitt et al., 2007 ; Mineur et al., 2007a). Sur les côtes françaises les introductions algales sont courantes (Boudouresque, 2001)

Auby et al (1994) remarquent que certaines des espèces proliférantes dont *Monostroma* dans le bassin d'Arcachon seraient apparues récemment (après 1975) et bénéficieraient des mêmes avantages qu'une algue introduite. En effet, les espèces introduites peuvent pulluler car elles sont plus tolérantes, de croissance et de multiplication plus rapide que les espèces autochtones, et ceci serait favorisé par des phénomènes d'eutrophisation (Verlaque, 1994). L'hypothèse d'une espèce introduite comme responsable des proliférations de Qingdao (Mer Jaune en Chine) avait été avancée puis rejetée car les espèces impliquées avaient été identifiées dans des blooms antérieurs (Leliert et al., 2009).

Les ulves sont répertoriées en Europe depuis leur première description en 1753 d'*Ulva lactuca* par Linné. Toutefois, l'hypothèse de l'introduction d'une algue de morphologie semblable mais génétiquement différente à fort pouvoir proliférant ne peut être totalement écartée (Chevassus-au-Louis, 2012). En effet, l'identification des espèces d'ulves repose sur des critères morphologiques et cytologiques (épaisseur du thalle, taille des cellules, forme des chloroplastes) qui sont généralement polymorphiques et qui varient suivant l'environnement et les individus (Malta et al., 1999).

L'apparition des analyses moléculaires a permis de régler en partie ces problèmes d'identification. Des cinq espèces d'ulves identifiées dans les inventaires de Roscoff (*U. rigida*, *olivascens*, *gigantea*, *curvata*, *rotundata*, *scandinavica*, *pseudocurvata*) et de la forme flottante *Ulva armoricana* listées par Dion et al. (1998), les analyses moléculaires n'ont permis de distinguer que trois espèces : *U. rotundata* et *U. olivascens* et *U. armoricana* (Coat et al., 1998). Les espèces d'ulves de Veerse Meer (*U. curvata*, *lactuca*, *rigida* et *scandinavica*) pourraient être regroupées en une seule espèce (Malta et al., 1999). Par contre l'espèce *Ulva lactuca* proliférant sur les côtes est des USA se composerait de trois espèces (*U. rigida*, *compressa* et *pertusa*) (Hofmann et al., 2010). De même, les genres *Enteromorpha* de forme tubulaire et *Ulva* de forme foliacée plate ont été regroupées sous le genre *Ulva*, les analyses phylogénétiques remettant en cause leur distinction (Tan et al., 1999 ; Hayden et al., 2003). Ce groupement a été confirmé par la suite par plusieurs études (Joint et al., 2007 ; Marshall et al., 2006 ; Shimada et al., 2003).

Sur les côtes du secteur d'étude, les espèces impliquées dans les marées vertes sont présentes depuis le 19^{ème} siècle et malgré les problèmes liés à l'identification des espèces, il paraît peu probable que ces proliférations soient liées à l'introduction d'une espèce nouvelle. Néanmoins, il est à signaler la présence d'*Ulva pertusa*, reportée pour la première fois en Bretagne en 1994 (Coat et al., 1998) et dont la présence est suspectée dans la zone d'étude sur la base d'identifications morphologiques.



Origine des marées vertes sur le secteur d'étude

Le développement des marées vertes répond à une augmentation des nutriments et en particulier de l'azote

Les marées vertes d'arrachage s'inscrivent dans une problématique d'équilibre des communautés benthiques. Les algues vertes normalement régulées par la pression de broutage augmentent rapidement leur biomasse lorsque les nutriments augmentent dans la colonne d'eau

Les températures hivernales ont une influence sur les recrutements des algues pérennantes, des algues opportunistes et des brouteurs.



Illustration de la biodiversité de la faune et de la flore présente sur les platiers rocheux de la zone d'étude (à gauche : Aplysie, gastéropode consommateur d'algues ; à droite : illustration de la diversité algale présente sur un platier rocheux)

Les marées vertes d'arrachage ont des causes multifactorielles mais un excès de nutriments reste un prérequis à la prolifération des algues vertes



4. Moyens de contrôle des marées vertes et leurs effets

4.1. Domaine préventif

Comme développé au cours des chapitres précédents, les apports en nutriments, en particulier en éléments azotés et phosphatés induisent une surproduction algale. La prévention du risque de développement de marées vertes passe donc par l'évaluation de la sensibilité d'un site aux apports en nutriments. La compilation des stratégies existantes et des expériences des gestionnaires a permis d'établir un arbre de décision (Figure 40) permettant aux gestionnaires d'engager des mesures de restauration ou de préservation selon que le site soit touché ou non par un problème d'eutrophisation.

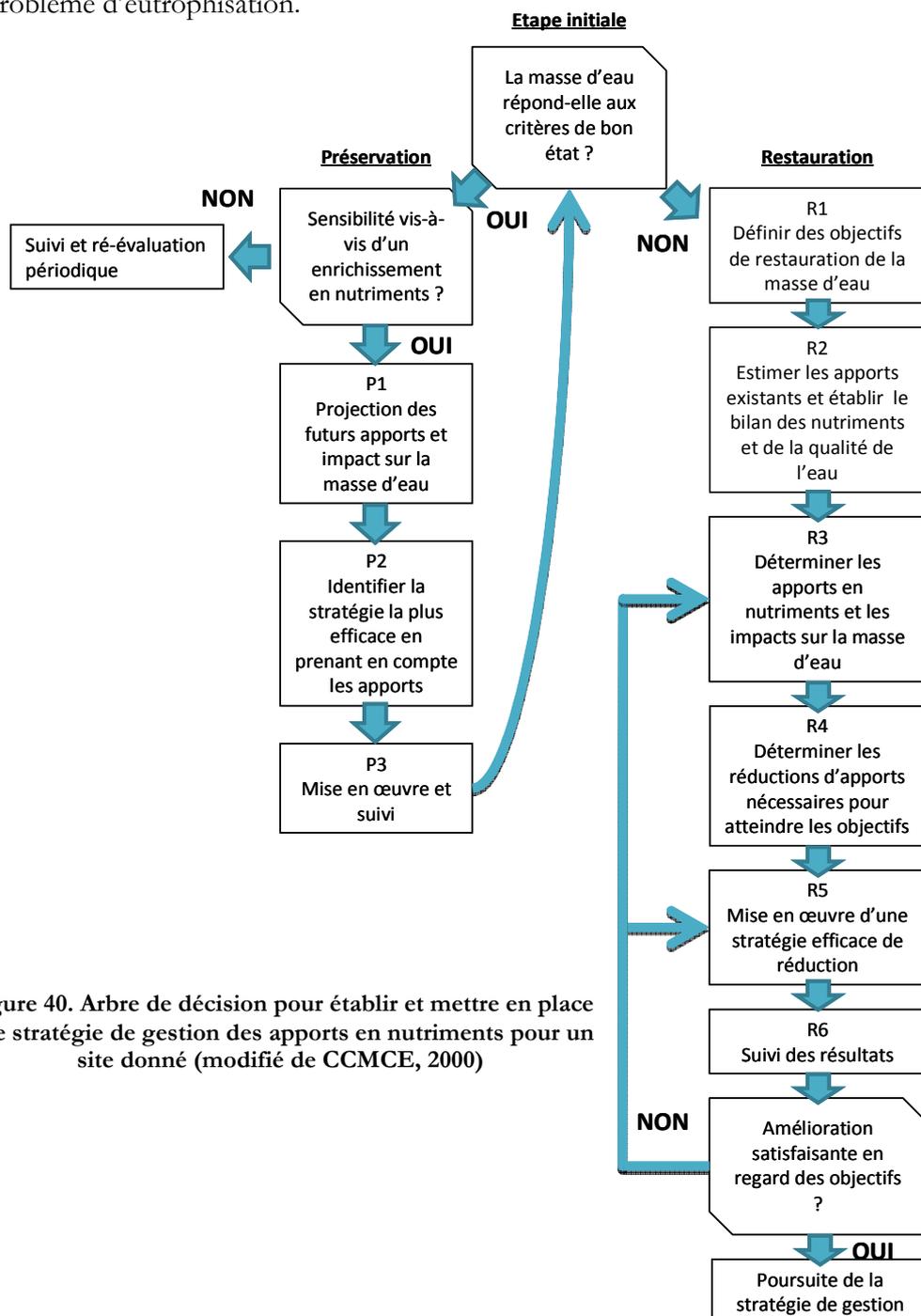


Figure 40. Arbre de décision pour établir et mettre en place une stratégie de gestion des apports en nutriments pour un site donné (modifié de CCMCE, 2000)



Lorsque des actions de restauration de la qualité de la masse d'eau sont à entreprendre, il est important de définir quelle est la pression visée. Ainsi, concernant les développements massifs de macroalgues vertes, deux éléments sont potentiellement impliqués comme vu précédemment : l'azote et le phosphore. Parmi ces éléments, il est nécessaire d'effectuer la « ...*distinction entre facteurs limitants – ceux qui, à un moment et en un lieu donne, limitent le plus la croissance algale – et facteurs de contrôle – ceux qui peuvent effectivement être maîtrisés pour limiter les proliférations* ». Différentes études montrent qu'en milieu marin côtier, l'azote est l'élément principal limitant la croissance des ulves. Larned (1998) a suivi la croissance d'*Ulva fasciata* en milieu contrôlé en ajoutant selon les cas, seulement de l'azote, seulement du phosphore ou les deux éléments simultanément (Figure 41). Les résultats ont montré qu'*Ulva fasciata* en milieu enrichi en azote avait une croissance équivalente à celle obtenue dans un milieu enrichi en azote et en phosphore. A l'inverse, le seul enrichissement du milieu en phosphore n'a aucun effet sur la croissance algale.

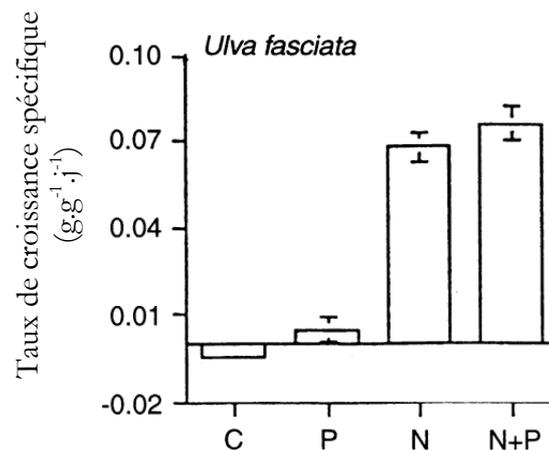


Figure 41. Taux de croissance spécifique d'*Ulva fasciata* en environnement contrôlé (C=témoin, pas d'apport en nutriments ; P = apport de phosphore ; N = apport d'azote ; N+P= apport d'azote et de phosphore) (modifié d'après Larned (1998)).

A l'échelle de l'écosystème, le suivi à long terme des nutriments dans la baie de Laholm en Suède (Figure 42) a montré que les premiers signes d'eutrophisation se sont déclarés dans les années 70, avec des apports en azote et en phosphore ayant doublé par rapport aux années 50. Dans les années 70, la réduction des apports phosphorés a été initiée, ceux-ci retrouvant progressivement un niveau équivalent à celui des années 50. A l'inverse, les apports en azote n'ont cessé d'augmenter au cours du temps atteignant des valeurs 6 fois supérieures à celles des années 50. Avec cette augmentation, les signes d'une eutrophisation avérée ont été observés avec notamment le développement d'algues vertes filamenteuses suivis par des blooms exceptionnels de plancton. Ce suivi confirme donc que les producteurs primaires peuvent se développer en dépit d'une diminution d'apports phosphorés.



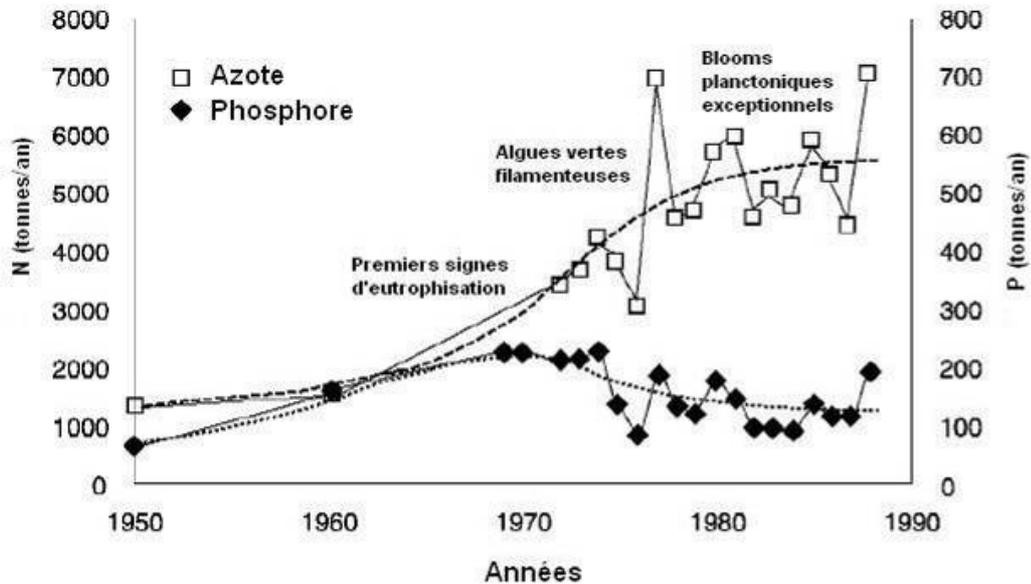


Figure 42. Evolution des nutriments et des producteurs primaires dans la baie de Laholm, Suède (modifié d'après Rosenberg et al., 1990)

Comme vu précédemment (Figure 16), en Bretagne, une corrélation entre les flux azotés et l'importance des marées vertes a également été mise en évidence à travers les programmes de suivis CIMAV et DCE menés par le CEVA.

Pour cette corrélation, il est important de noter que seuls les **flux azotés de mai à août** ont été considérés en lien avec les **surfaces algales** cumulées d'**août et de septembre** (les surfaces algales plus tôt dans la saison dépendant des conditions hivernales et du stock résiduel de l'année précédente). Cette approche s'explique par le fonctionnement même des marées vertes. En hiver, en dépit de flux importants en azote, la croissance des algues est inhibée par des températures froides et une faible photopériode. Au début du printemps, les jours devenant plus longs, l'inhibition par la lumière est levée. Les températures restent néanmoins généralement suffisamment froides pour limiter la croissance des ulves. Dès la fin du printemps, les conditions de lumière et de température deviennent favorables. Les producteurs primaires se développent alors massivement (phytoplancton et macroalgues opportunistes) consommant les nutriments présents dans la masse d'eau. La biomasse algale devient alors maximale au cours de l'été et évolue dans un milieu appauvri en nutriments, ceux-ci étant consommés et les apports par les rivières étant plus faibles en été (moins de précipitations) ne permettant plus, généralement, de compenser la demande biologique. Néanmoins, certains sites ont des apports azotés tels, que la croissance n'est plus limitée par l'azote en été. Dans ce cas de figure, c'est la quantité d'algue elle-même qui devient le facteur limitant l'expansion de la marée verte, par effet d'auto-ombrage (la densité algale par m² étant importante, seules les algues en surface captent suffisamment de lumière).

En automne, malgré le retour des précipitations et des flux azotés, la photopériode diminue à nouveau limitant ainsi la croissance des ulves en arrière saison. Cette saisonnalité des facteurs limitants est présentée Figure 43. **Les surfaces algales présentes sur les plages en août-septembre résultent donc des apports azotés de mai-août, période pour laquelle aucun autre élément n'est limitant.**



  PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	67/90

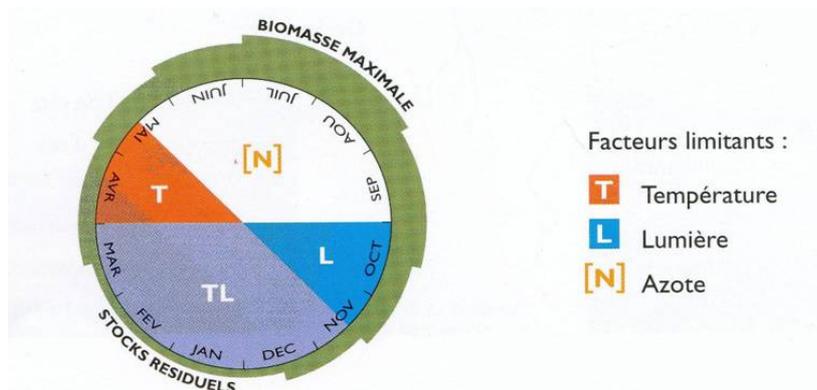


Figure 43: Cycle saisonnier des facteurs limitants de la marée verte (d'après CEVA dans infODE, 1999)

Un autre indicateur permet d'établir l'élément limitant la croissance algale entre le phosphore et l'azote : la mesure de la teneur de ces deux paramètres dans les algues (aussi appelée quota interne). Des expérimentations en laboratoire ont permis de fixer les teneurs à partir desquelles, pour chaque élément, la croissance algale est réduite (ce seuil est appelé quota critique et est noté Q_1) jusqu'à être nulle (ce seuil est appelé quota de subsistance et est noté Q_0). L'évolution de la teneur en nutriments dans les algues dépend de deux facteurs : l'environnement nutritionnel dans lequel évoluent les algues et la croissance des algues. Une algue évoluant dans un milieu nutritionnel enrichi mais dont la croissance étant limitée par ailleurs par un autre paramètre tel que la lumière aura des quotas internes élevés. A l'inverse, une algue pour laquelle les conditions optimales de croissance sont réunies (lumière, température...) épuisera son quota du fait de sa forte croissance excepté dans des milieux saturés en nutriments tellement riches qu'ils satisfont entièrement la demande biologique.

Sur le secteur d'étude, les quotas internes mesurés en 2012 (1^{ère} année d'acquisition de données dans le cadre du RCO) montrent différentes situations :

- ✓ Les algues récoltées dans la Baie de Pont-Mahé ont montré qu'elles étaient susceptibles d'être limitées par l'azote en période estivale (Figure 44). La limitation n'est cependant pas très marquée et est de très courte durée. Le développement algal ayant été restreint sur cette baie en 2012, il semble que d'autres facteurs limitent la croissance des algues sur ce site. La Vilaine étant à proximité de ce site, il semble probable que la turbidité liée au panache de la Vilaine puisse limiter la croissance des algues sur ce secteur.
- ✓ L'évolution des quotas internes en azote et en phosphore des algues de la Baie de la Baule montre qu'elles trouvent suffisamment de nutriments dans leur environnement (Figure 45). Comme pour la Baie de Pont-Mahé, le développement algal n'est pas très important sur ce site qui est directement sous influence de la Loire et de ses panaches turbides.
- ✓ La croissance des ulves est co-limitée par l'azote et le phosphore à Noirmoutier (Figure 46). Le développement algal est important sur ce site. Les teneurs en azote et en phosphore sont donc consommées par la croissance algale intense durant la période favorable (de mai à septembre). La limitation du phosphore, généralement peu présente du fait du flux sédimentaire de phosphore (Kamer et al., 2004), est dans ce cas très marquée. Dans ce secteur, les algues effectuent l'essentiel de leur croissance fixée au substrat rocheux. Les apports de phosphore sédimentaire sont donc plus faibles que pour des algues en contact direct avec du sédiment meuble (sable ou vase) (Magalhaes et al., 2003).



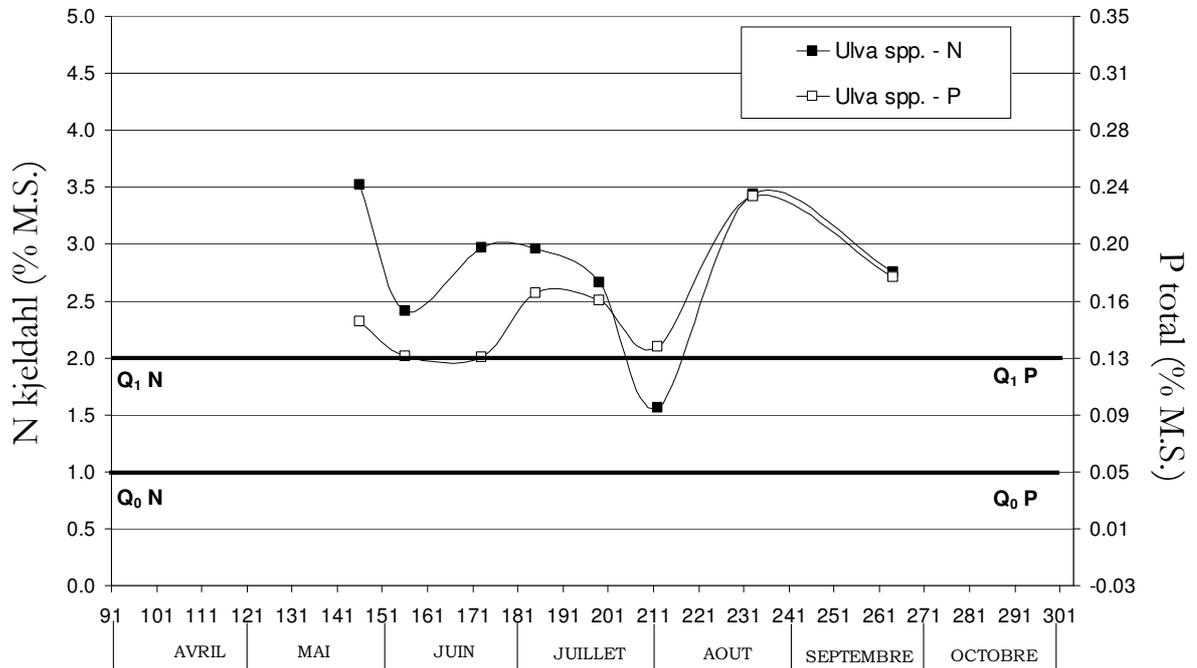


Figure 44: Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Pen Bé – Baie de Pont Mahé en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques (Q_1) et de subsistance (Q_0) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote, $Q_1 = 2\%$ de la Matière Sèche (MS) et $Q_0 = 1\%$ MS. Pour le phosphore, $Q_1 = 0.13\%$ MS et $Q_0 = 0.05\%$ MS (Source : CEVA)

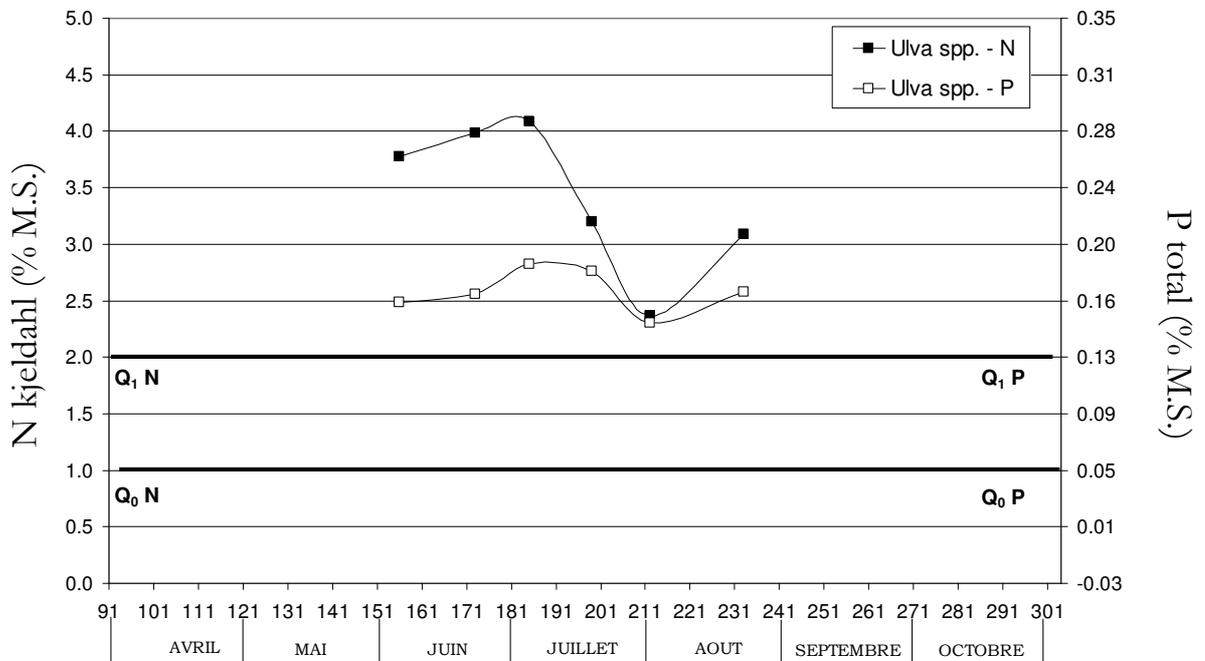


Figure 45 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves en Baie de la Baule/Le Pouliguen – Anse de Toulain en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques (Q_1) et de subsistance (Q_0) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote, $Q_1 = 2\%$ de la



Matière Sèche (MS) et $Q_0 = 1\%$ MS. Pour le phosphore, $Q_1 = 0.13\%$ MS et $Q_0 = 0.05\%$ MS (Source : CEVA)

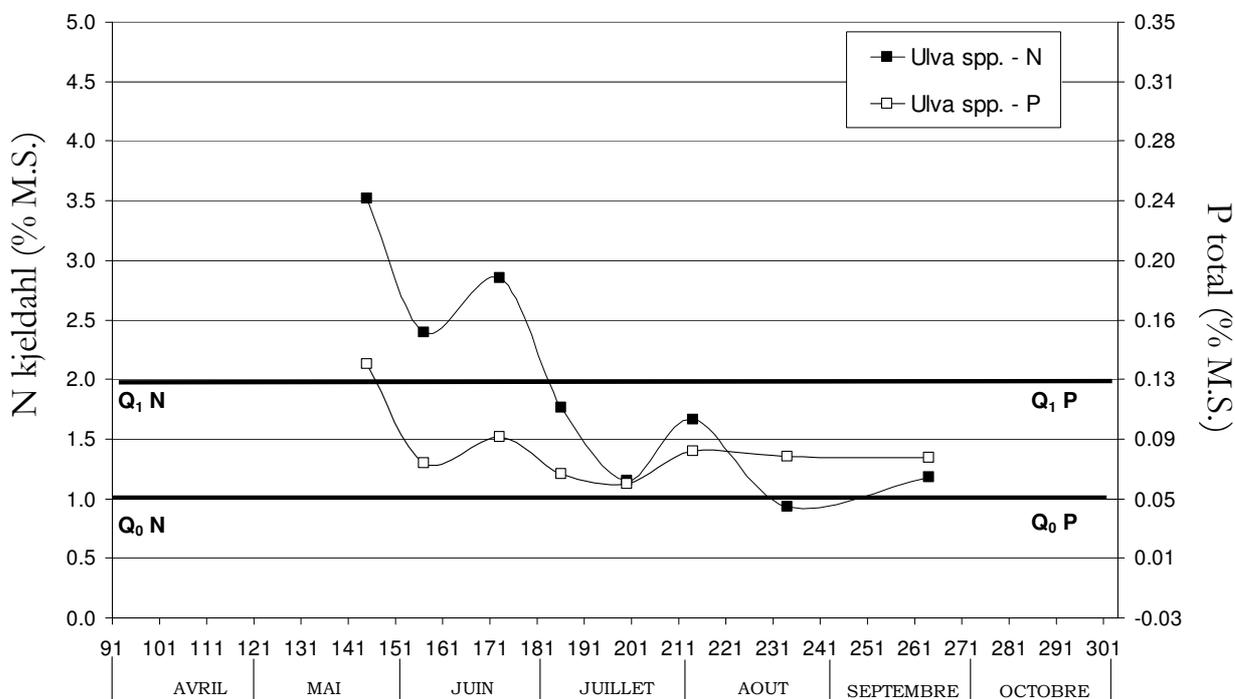


Figure 46 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Noirmoutier/ l'Epine – Port Morin en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques (Q_1) et de subsistance (Q_0) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote, $Q_1 = 2\%$ de la Matière Sèche (MS) et $Q_0 = 1\%$ MS. Pour le phosphore, $Q_1 = 0.13\%$ MS et $Q_0 = 0.05\%$ MS (Source : CEVA)

Même si le phosphore est un élément pouvant limiter la croissance algale dans certaines situations, il ne constitue pas pour autant systématiquement un facteur de contrôle. En effet, l'origine du phosphore étant essentiellement sédimentaire, le contrôle de ce flux n'est pas envisageable à court terme. Cela ne justifie pas pour autant des apports non contrôlés de phosphore dans le milieu, des politiques de gestion simultanée des deux éléments étant généralement recommandées (Howarth et al., 2011).

Le plan de lutte contre les algues vertes établi pour la Bretagne (Dalmas et al., 2010) oriente les efforts **en faveur de la réduction des apports azotés**. Différentes approches peuvent être envisagées dont une amélioration des pratiques agricoles passant par l'assolement et la gestion des intrants dans le sol. Une réhabilitation des marais côtiers et des zones humides peut également être envisagée, la forte activité dénitrifiante s'y déroulant permettant d'extraire de l'azote des milieux aquatiques vers l'atmosphère sous forme de N_2 (Piriou et al., 1999).

De façon à établir des objectifs de qualité d'eau en adéquation avec les effets attendus, la modélisation est une des approches la plus utilisée. Le principe repose sur la reproduction du déroulement de la marée verte pour une année donnée. Les mesures réelles sont ensuite confrontées au modèle permettant de le calibrer. La calibration faite, les apports azotés sont abattus de façon à en modéliser les effets.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence</h2> <h3 style="margin: 0;">(MA)</h3>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	70/90

4.2. Axe prédictif

Des données acquises à long terme sur une zone d'étude permettent une meilleure connaissance du phénomène d'échouage notamment en termes de conditions favorables aux échouages et de zones préférentielles d'échouages.

Sur le secteur d'étude touché par des marées vertes d'arrachage, un suivi resserré des échouages permettrait de cibler les conditions de vents favorables à l'arrachage et aux échouages d'algues sur l'estran. En outre, l'arrachage des algues ne peut se faire que si celles-ci sont de taille suffisante. Ainsi un modèle simple de croissance algale couplé aux prévisions météorologiques pourrait permettre la prévision d'un degré de risque d'échouage d'algues. L'avantage d'un tel outil est, entre autre, de pouvoir mobiliser des moyens de ramassage adaptés au mieux à la situation attendue et ce de façon anticipée. L'élaboration d'un modèle simple de prévision des échouages a été initiée par le Ceva sur le site de la baie de Lannion. Il a notamment permis de mettre en évidence les conditions de vents favorables aux échouages. Néanmoins, les données de ramassage sont encore trop peu nombreuses pour avoir une représentation statistique de toutes les conditions météorologiques possibles. En outre, ce type de modèle est basé sur des données de ramassage qui nécessiteraient une méthodologie d'acquisition standard et simple d'application de façon à ce que le jeu de données issu des différentes communes soit homogène et contienne l'ensemble des informations nécessaires pouvant alimenter un modèle de prévision des risques d'échouages.

L'élaboration de modèles plus complexes et prenant en compte les principaux facteurs physiques et biologiques influençant la croissance des algues vertes permet d'établir l'évolution de la quantité d'algues vertes échouées en fonction des réductions des apports en nutriments simulée numériquement. Ce type de modèle est développé par le CEVA en collaboration avec IFREMER et a notamment permis de fixer des objectifs de réduction des apports en nitrates sur les grandes baies bretonnes les plus touchées par les marées vertes.

Une longue série de données d'échouages permet également d'établir une cartographie des zones fréquemment touchées par des échouages et potentiellement à risque d'un point de vue sanitaire et environnemental. En effet, les ulves en décomposition dégagent du sulfure d'hydrogène toxique pour les hommes et les animaux (Chrisafis, 2009 ; Samuel, 2011). En outre, les dépôts algaux massifs sur la zone intertidale entraînent une anoxie des sédiments, une perturbation des autres communautés présentes (herbier, invertébrés) entraînant souvent une perte de la biodiversité (Worm et al., 1999 ; Wharfe, 1977 ; Wang et al., 2011). Un exemple de compilation de données d'échouage à Noirmoutier est présenté Figure 47.



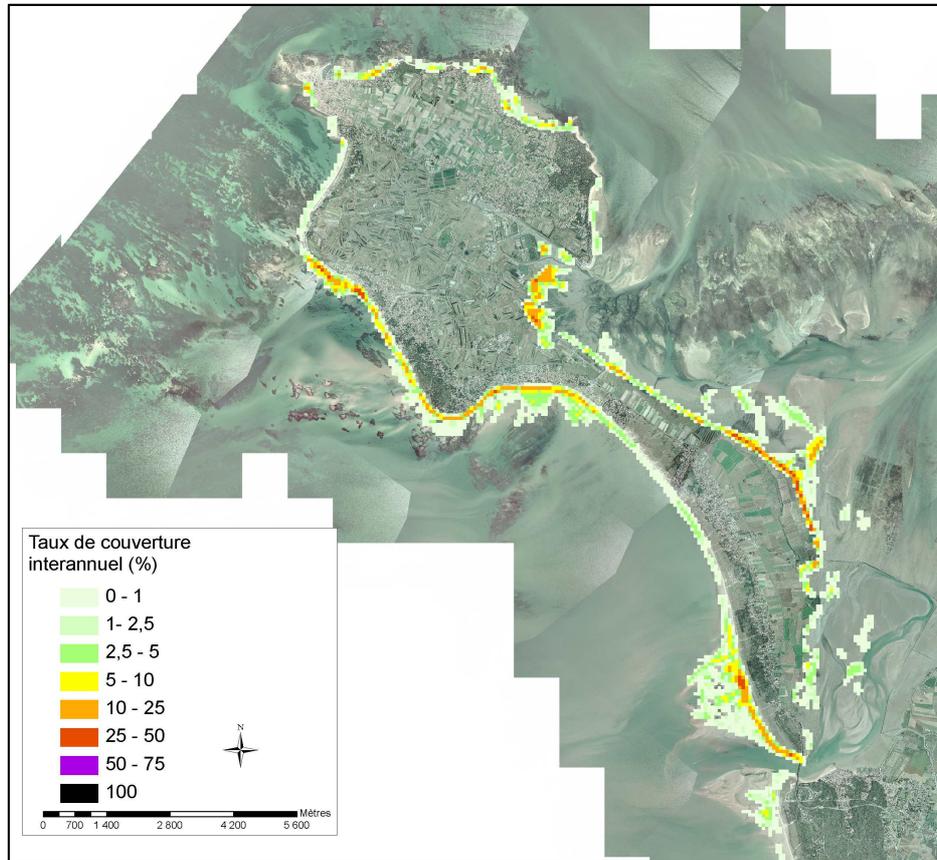


Figure 47 : Compilation des données d'échouages entre 2007 et 2012. (Source : CEVA)

Enfin, en se basant sur les connaissances écologiques des successions des différentes communautés algales, il est possible de prévoir l'évolution de la composition algale des futurs échouages. Ainsi, les travaux de Schramm (1996) exposent l'importance des différentes communautés algales (algues pérennes, épiphytes opportunistes, macroalgues opportunistes libres, phytoplancton) en fonction du degré d'eutrophisation (Figure 48). La phase III correspond à la phase d'eutrophisation pour laquelle les macroalgues opportunistes libres sont prépondérantes. Un retour à un degré d'eutrophisation moindre devrait permettre d'évoluer vers un écosystème à nouveau dominé par les espèces pérennes, en particulier sur des secteurs touchés par les marées vertes d'arrachage sur lesquels les algues vertes opportunistes sont en compétition avec les algues pérennes pour le substrat. Pour le secteur d'étude, les quantités d'algues échouées pourraient rester comparables, un changement significatif devrait néanmoins être observable au niveau de la composition algale des échouages avec une majorité d'algues brunes.



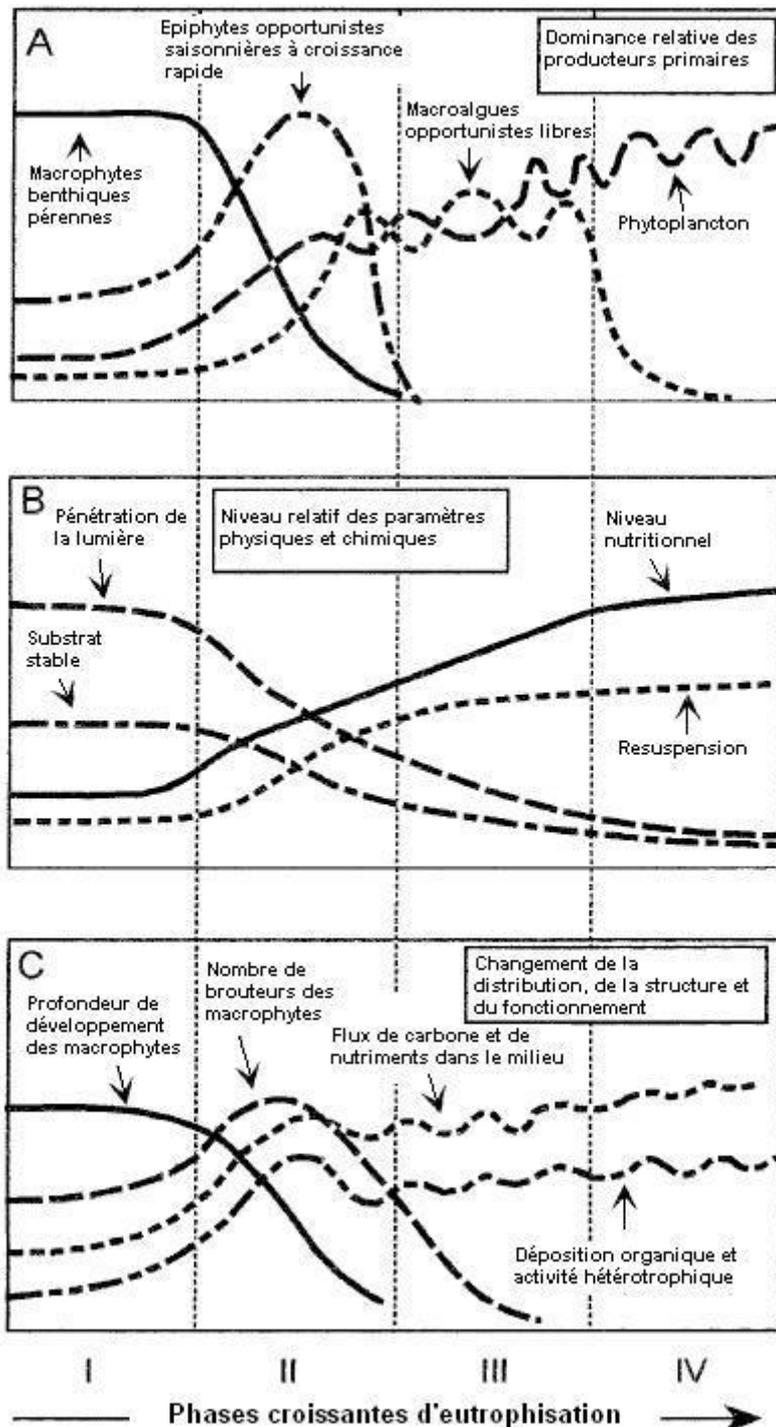


Figure 48: Représentation schématique des changements de dominance des producteurs primaires (A) des paramètres physico-chimiques (B) et de la structure et du fonctionnement d'un écosystème (C) au cours des phases d'accroissement du degré d'eutrophication (modifié à partir de Schramm, 1996)



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	73/90

4.3. Mesures curatives

Pour prévenir des risques sanitaires liés aux échouages d'ulves et à leur décomposition, le ramassage est une solution à court terme. Différentes techniques de ramassage ont été envisagées afin de pouvoir récolter aussi bien les algues échouées sur la zone intertidale, les algues amassées dans les faibles épaisseurs d'eau et formant un rideau, et les algues subtidales.

4.3.1. Les techniques de ramassage sur la zone intertidale

Les engins généralement utilisés sont les tractopelles (Figure 49).



Figure 49. Illustration de la technique de ramassage d'algues vertes la plus couramment utilisée sur les côtes Manche Atlantique. Source : CEVA

Dans la zone d'étude, la communauté d'agglomération Cap Atlantique a effectué des ramassages d'algues vertes à l'aide de lame semblable à celles des chasses neiges (Figure 50). Avec cette technique, le prélèvement de sable pourrait être moindre qu'avec un tractopelle sur certains dépôts. Des mesures sont néanmoins nécessaires pour quantifier l'amélioration potentielle du ramassage avec ce type de matériel.



Figure 50. Lames de chasse-neige utilisées par la communauté d'agglomération pour le ramassage des algues vertes. Source : media-web. Com - Cap Atlantique



  LIBERTÉ • ÉGALITÉ • FRATERNITÉ REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	74/90

4.3.2. Les techniques de ramassage en faible épaisseur d'eau

De façon à réduire le prélèvement de sable, des techniques de ramassage au bas de l'eau existent. Elles ne sont néanmoins possibles que si les algues se regroupent en amas denses appelé aussi « rideau ». Le principe de ces machines repose sur l'utilisation de tapis convoyeurs qui remontent les algues jusqu'à une benne circulant parallèlement à cette machine. L'avantage d'une telle technique est l'obtention d'algues quasiment sans sable ce qui permet un traitement des algues facilité à la suite de leur ramassage. Ce type de machine est utilisé notamment sur la Presqu'île de Rhuys (Figure 51).



Figure 51. Illustration d'une machine à tapis convoyeurs permettant le ramassage des algues dans de faibles épaisseurs d'eau. Source : Ouest France, 25 octobre 2012, Ramassage Presqu'île de Rhuys

4.3.3. Les techniques de ramassage en pleine eau

Le chalutage et le pompage des algues vertes se trouvant en zone subtidale ont été testés par le parc marin d'Iroise en baie de Douarnenez et dans la rade de Brest (Figure 52). Ce type de ramassage est encore expérimental et bien que les premiers résultats soient encourageants, les impacts environnementaux restent à évaluer notamment en termes de capture de poissons ou autres organismes (<http://www.parc-marin-iroise.fr/Qualite-de-l-eau/Pollutions-liees-a-l-eutrophisation/Ramassage-des-algues-vertes-en-mer>). De plus, ce type de techniques ne peut pas s'adapter à tous les sites.



  LIBERTÉ • ÉGALITÉ • FRATERNITÉ REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	75/90



Figure 52 : Utilisation de chaluts embarqués sur des navires de pêche affrétés pour expérimenter des techniques de ramassage d'algues vertes (à gauche) (© P. Pouline/Agence des aires marines protégées) et pompage d'algues vertes (à droite) (© P. Gredat/Agence des aires marines protégées)

Bien que certains aspects du ramassage soient négatifs, il peut néanmoins permettre de diminuer les odeurs et de redonner aux plages leur fonction récréative. Selon la période de l'année à laquelle est effectué le ramassage et son intensité, un ramassage peut limiter le développement algale (EU Life algae, 2001). Un ramassage intensif effectué en fin de saison peut permettre de réduire considérablement le stock algal hivernal. La marée verte de l'année suivante se reformera à partir d'un stock plus bas ce qui permettra un retard de la marée verte en début de saison.

Un ramassage intensif peut restreindre le développement de la marée verte mais peut également entraîner un décalage de l'eutrophisation vers le large (Thybo-Christesen et al., 1993), les algues vertes piégeant une partie des nutriments avant qu'ils ne parviennent plus au large.

Le ramassage des algues permet également d'extraire des nutriments du système. En effet, des algues se décomposant sur place réalimentent directement la masse d'eau et/ou le sédiment en éléments nutritifs.

Un ramassage des algues ne doit pas être systématique. En effet, les algues s'échouant sur l'estran, en particulier les algues brunes ont un rôle important dans l'écosystème. Elles stabilisent le substrat et le réenrichissent (Zemke-White et al., 2005).



Concernant le secteur d'étude, le ramassage se fait essentiellement sur la zone intertidale. Les zones d'échouages sont souvent difficilement accessibles avec un véhicule. Les marées vertes étant essentiellement d'arrachage, un ramassage anticipé est également impossible. Les ramassages annuels déclarés par les communes dans la zone d'étude n'excèdent pas les 3000 m³ (Figure 53)

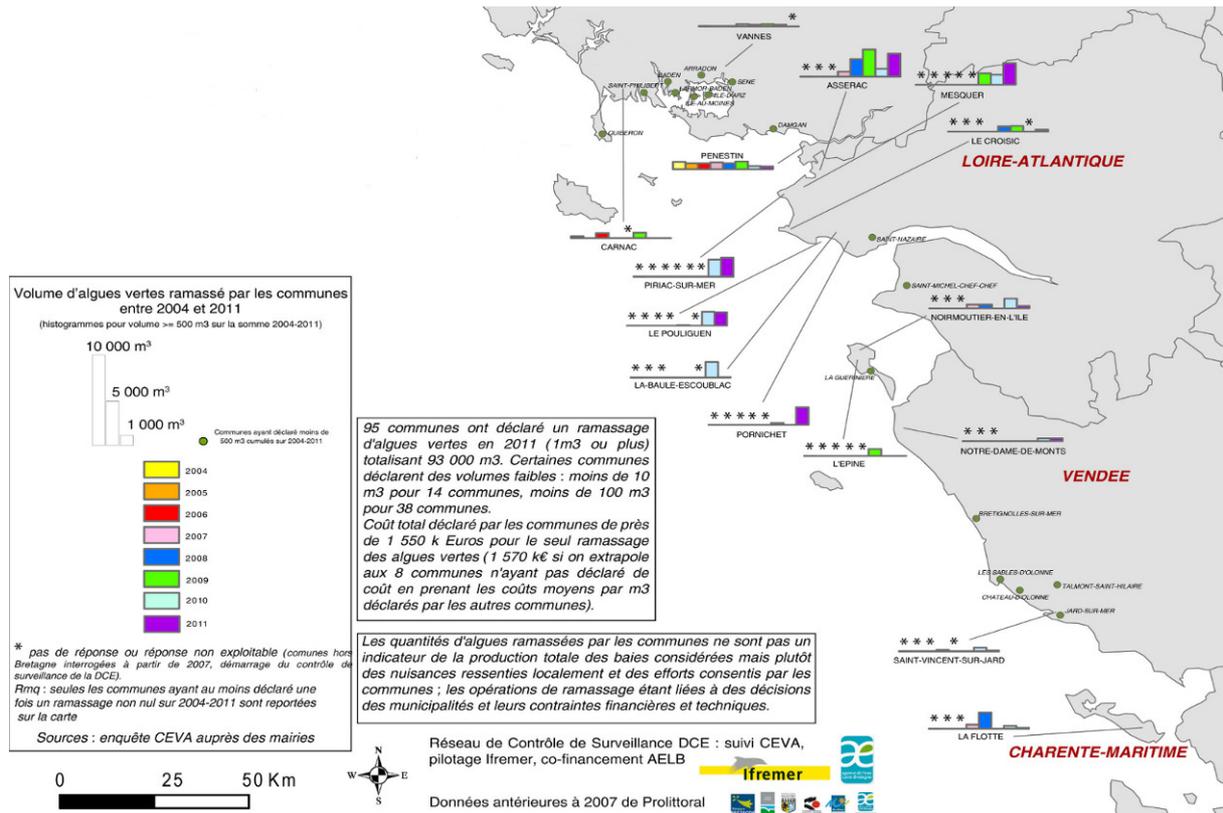


Figure 53 : Ramassage annuel d'algues vertes déclaré par les communes entre 2004 et 2011 (source : CEVA)



Moyens de contrôle des marées vertes sur le secteur d'étude

La connaissance et le suivi des marées vertes permettent de déterminer la pression à viser pour réduire le phénomène. Sur le secteur d'étude, une co-limitation du développement algal par l'azote et le phosphore semble avoir lieu au regard des premières données collectées. Sur le secteur d'étude, les algues se développent fixées sur substrat rocheux et ne sont donc pas immédiatement en contact avec le sédiment fin (sable) pourvoyeur de flux phosphorés. Cela expliquerait la limitation mesurée dans les algues. Cependant, aucune maîtrise du relargage sédimentaire du phosphore n'étant possible, cet élément ne peut, en l'état actuel des connaissances, être considéré comme facteur de contrôle.

L'azote apparaît également comme élément limitant la croissance des ulves. Son apport au milieu marin est essentiellement anthropique et les concentrations dans les cours d'eau restent élevées en regard des données de mesures des dernières décennies. L'azote est donc l'élément à privilégier pour contrôler le développement des algues vertes sur le secteur d'étude. Les efforts faits sur la réduction des apports phosphorés ne sont pas inutiles pour autant puisqu'ils pourraient permettre, en fonction du niveau du stock sédimentaire et de sa dynamique de relargage, un résultat accru sur la réduction de la prolifération des algues opportunistes sur le long terme.

Le suivi des échouages permet la mise en évidence des zones les plus souvent recouvertes par les algues permettant de délimiter des zones à risque sanitaire potentiel.

La prédiction des échouages à court terme sur le secteur d'étude est envisageable sous réserve d'une bonne connaissance des conditions d'arrachage et d'échouage des algues.

Grâce à la connaissance des successions des populations algales en fonction du gradient d'eutrophisation, il est probable qu'une réduction des apports nutritifs conduise à la recolonisation des platiers rocheux par les fucales, toutes choses égales par ailleurs. Ainsi, les échouages ne seront pas nécessairement moins importants mais leur composition se modifiera, la proportion d'algues vertes devenant faible.

Une solution à court terme pour limiter les nuisances liées aux échouages est le ramassage. Même si cette action permet de soustraire au système une certaine biomasse correspondant à une certaine quantité de nutriments, les conséquences de ce ramassage sont multiples de part la présence des engins sur la plage ou dans l'eau ou par la seule action de ramassage qui induit un prélèvement de sable ou d'organismes.

Le ramassage systématique n'est pas recommandé, les laisses de mer contribuant à la stabilisation de la plage et au ré-enrichissement du sédiment en matière organique et plus globalement à l'équilibre de l'écosystème « estran ».



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	78/90

Bibliographie

Documents scientifiques - connaissances fondamentales

Abreu M. H., R. Pereira, A. Buschmann, I. Sousa-Pinto and C. Yarish. Nitrogen uptake responses of *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss under combined and single addition of nitrate and ammonium. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407: 190–199, 2011.

Airoidi L., M. Abbiati, M. Beck, S. Hawkins, P. R. Jonsson, D. Martin, P. Moschella, A. Sundelöf, R. Thompson and P. Åberg. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52: 1073–1087, 2005.

Airoidi L., D. Balata, and M. W. Beck. The gray zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 8–15, 2008.

Ale M. T., J. D. Mikkelsen and A. S. Meyer. Differential growth response of *Ulva lactuca* to ammonium and nitrate assimilation. *Journal of Phycology*, 23: 345–351, 2012.

Alström-Rapaport C., E. Leskinen and P. Pamilo. Seasonal variation in the mode of reproduction of *Ulva intestinalis* in a brackish water environment. *Aquatic Botany*, 93: 244–249, 2010.

Alwyn T. and V. Rees. Metabolic and ecological constraints imposed by similar rates of ammonium and nitrate uptake per unit surface area at low substrate concentrations in marine phytoplankton and macroalgae. *Journal of Phycology*, 43: 197–207, 2007.

Aminot A. Définition opérationnelle du terme « eutrophisation ». In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp 4-5.

Anderson D. M., P. M. Glibert, and J. M. Burkholder. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704–726, 2002.

Andrieux-Loyer F. Les formes de phosphore particulaire et sédimentaires en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 282 p., 1997.

Atkinson M. and S. Smith. C: N: P ratios of benthic marine plants (carbon: nitrogen: phosphorus). *Limnology and Oceanography*, 28, 1983.

Barillé-Boyer A.-L., Y. Gruet, L. Barillé and N. Harin. Temporal changes in community structure of tide pools following the “Erika” oil spill. *Aquatic Living Resources*, 17: 323–328, 2004.

Beaumont A., D. Mills and P. Newman. Some Effects of Tributyl Tin (TBT) on Marine Algae. *Oceans' 87*, 1488–1493, 1987.

Benedetti-Cecchi L., F. Pannacciulli, F. Bulleri, P. S. Moschella, L. Airoidi, G. Relini and F. Cinelli. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 137–150, 2001.

Bertness M. D. and R. Callaway. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 9: 191–193, 1994.

Billen G., B. Grizzetti, A. Leip, J. Garnier, M. Voss, R. Howarth, F. Bouraoui, A. Lepistö, P. Kortelainen, P. Johnes, et al. Nitrogen flows from European regional



  ÉLÉMENTS D'ÉVALUATION & PROGRAMMES REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	79/90

watersheds. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, 1, pages 271–297, 2011.

- Björnsäter B. R. and P. A. Wheeler. Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *Ulva fenestrata* and *Enteromorpha intestinalis* (Ulvaes, Chlorophyta) 1. *Journal of Phycology*, 26: 603–611, 1990.
- Bliding C. V. A critical survey of European taxa in Ulvaes. 1963.
- Bolam S. G., T. F. Fernandes, P. Read and D. Raffaelli. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249: 123–137, June 2000.
- Bonsdorff E., E. Blomqvist, J. Mattila and A. Norkko. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 63–72, 1997.
- Boudouresque C. F. *Les espèces introduites et invasives en milieu marin*. GIS Posidonie, 2001.
- Bracken M. E. and K. J. Nielsen. Diversity of intertidal macroalgae increases with nitrogen loading by invertebrates. *Ecology*, 85: 2828–2836, 2004.
- Breuer G. and W. Schramm. Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. *Kieler Meeresforschungen. Sonderheft*, 1989.
- Bulleri F. and M. G. Chapman. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 26–35, 2010.
- Cardoso P., M. Pardal, D. Raffaelli, A. Baeta and J. Marques. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308: 207–220, 2004.
- Chapelle A., P. Lazure and A. Menesguen. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. sensitivity analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39: 529–548, 1994.
- Chapman A. and J. Craigie. Seasonal growth in *Laminaria longicuris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Marine Biology*, 40: 197–205, 1977.
- Charlier R. H., P. Morand, C. W. Finkl, A. Thys, et al. Green tides on the Brittany coasts. *Environmental Research, Engineering and Management*, 3: 52–59, 2007.
- Charlier R. H., P. Morand and C. W. Finkl. How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of Environmental Studies*, 65: 191–208, 2008.
- Cloern J.E. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California *Reviews of Geophysics*, 34: 127–168, 1996.
- Coat G., P. Dion, M.-C. Noailles, B. De Reviere, J.-M. Fontaine, Y. Berger-Perrot, and S. Loiseaux-De Goër. *Ulva armoricana* (Ulvaes, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). ii. Nuclear rDNA its sequence analysis. *European Journal of Phycology*, 33: 81–86, 1998.
- Cognetti G. Marine eutrophication: the need for a new indicator system. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 163, 2001.
- D'Amours O. and R. E. Scheibling. Effect of wave exposure on morphology, attachment strength and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp *tomentosoides*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351: 129–142, 2007.
- Dayton P. K., M. J. Tegner, P. B. Edwards and K. L. Riser. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8: 309–322, 1998.
- Delmas D., A. Herbland and S.Y. Maestrini. Environmental conditions which lead to increase in cell density of the toxic dinoflagellates *Dinophysis* spp. in nutrient-rich and



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	80/90

nutrient-poor waters of the French Atlantic coast. *Marine Ecology Progress Series*, 89: 53-61, 1992.

Dion P., B. De Reviers and G. Coat. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. morphological identification. *European Journal of Phycology*, 33: 73–80, 1998.

Dion P. and S. Le Bozec. The French Atlantic coasts. *In*: W. Schramm and P. H. Nienhuis [eds.], *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. pp. 251–264, 1996.

Duarte C. M. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41: 87–112, 1995.

Elmgren R. and U. Larsson. *Himmerfjärden: förändringar i ett näringsbelastat kustekosystem i Östersjön*. Naturvårdsverket, 1997.

Faganeli J., A. Vukovic, F. I. Saleh and J. Pezdic. C: N: P ratios and stable carbon and hydrogen isotopes in the benthic marine algae, *Ulva rigida* c. ag. and *Fucus virsoides* j. ag. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 102: 153–166, 1986.

Fletcher R. The occurrence of green tides: a review. *In* *Marine benthic vegetation*, pp. 7–43. Springer, 1996.

Flindt M., L. Kamp-Nielsen, J. C. Marques, M. A. Pardal, M. Bocci, G. Bendoricchio, J. Salomonsen, S. Nielsen and S. Jorgensen. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling*, 102: 17–31, 1997.

Fujita R. M. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 92: 283–301, 1985.

Fujita R. M., P. A. Wheeler and R. L. Edwards. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series*, 53:293-303, 1989.

Gao S., X. Chen, Q. Yi, G. Wang, G. Pan, A. Lin and G. Peng. A strategy for the proliferation of *Ulva prolifera*, main causative species of green tides, with formation of sporangia by fragmentation. *PLoS ONE*, 5: e8571, 2010.

Guillaud J.F. and A. Lefebvre. Manifestations de l'eutrophisation rencontrées en France. *In*: L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 6-9.

Haritonidis S. and P. Malea. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos gulf, Greece. *Environmental Pollution*, 104: 365–372, 1999.

Hawkins S. The influence of season and barnacles on the algal colonization of *Patella vulgata* exclusion areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 61: 1–15, 1981.

Hawkins S., R. Hartnoll, J. Kain and T. Norton. Plant-animal interactions on hard substrata in the north-east atlantic. *Plant–animal interactions in the marine benthos*, pages 1–32, 1992.

Hawkins S. J. and R. Hartnoll. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and marine biology*, 21: 195–282, 1983.

Hay M. E. The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62:739–750, 1981.

Hayden H. S., J. Blomster, C. A. Maggs, P. C. Silva, M. J. Stanhope and J. R. Waaland. Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology*, 38: 277–294, 2003.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	81/90

Hein M., M. F. Pedersen and K. Sandjensen. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology-progress Series*, 118: 247–253, 1995.

Henley W., S. Lindley, G. Levavasseur, C. Osmond and J. Ramus. Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat. *Oecologia*, 89: 516–523, 1992.

Henley W. J., G. Levavasseur, L. A. Franklin, C. B. Osmond and J. Ramus. Photoacclimation and photoinhibition in *Ulva rotundata* as influenced by nitrogen availability. *Planta*, 184: 235–243, 1991.

Hernández I., G. Peralta, J. L. Pérez-Lloréns, J. J. Vergara and F. X. Niell. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology*, 33: 764–772, 1997.

Hewitt C. L., M. L. Campbell, B. Schaffelke. Introductions of seaweeds: accidental transfer pathways and mechanisms. *Botanica Marina*, 50: 326, 2007.

Ho Y. B. Mineral element content in *Ulva lactuca* l. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal waters. *Hydrobiologia*, 77: 43–47, 1981.

Ho Y. B. *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters – its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication. *Asian Marine Biology*, 4: 97–102, 1987.

Ho Y. B. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. *Hydrobiologia*, 203: 73–81, 1990a.

Ho Y. B. Metals in *Ulva lactuca* in Hong Kong intertidal waters. *Bulletin of Marine Science*, 47: 79–85, 1990b.

Hofmann L. C., J. C. Nettleton, C. D. Neefus and A. C. Mathieson. Cryptic diversity of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in the Great Bay estuarine system (Atlantic USA): introduced and indigenous distromatic species. *European Journal of Phycology*, 45: 230–239, 2010.

Houghton J. T., L. Meiro Filho, B. A. Callander, N. Harris, A. Kattenburg and K. Maskell. *Climate change 1995: The science of climate change: contribution of working group I to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, volume 19390. Cambridge University Press, 1996.

Howarth R., F. Chan, D. J. Conley, J. Garnier, S. C. Doney, R. Marino and G. Billen. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 18–26, 2011.

Howarth R. W. and R. Marino. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51: 364–376, 2006.

Howarth R. W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J. A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudryarov, P. Murdoch and Z. L. Zhu. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75–139, 1996.

Jenkins S. R., S. J. Hawkins and T. A. Norton. Interaction between a fucoid canopy and limpet grazing in structuring a low shore intertidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233: 41–63, 1999.

Jin Q., S. Dong and C. Wang. Allelopathic growth inhibition of *Prorocentrum micans* (Dinophyta) by *Ulva pertusa* and *Ulva linza* (Chlorophyta) in laboratory cultures. *European Journal of Phycology*, 40: 31–37, 2005.



  <small>États de la République Française</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	82/90

Joint I., K. Tait and G. Wheeler. Cross-kingdom signalling: exploitation of bacterial quorum sensing molecules by the green seaweed *Ulva*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362: 1223–1233, 2007.

Kamer K., P. Fong, R.L. Kennison and K. Schiff. The relative importance of sediment and water column supplies of nutrients to the growth and tissue nutrient content of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* along an estuarine resource gradient. *Aquatic Ecology* 38:45-56, 2004.

Kautsky N., H. Kautsky, U. Kautsky and M. Waern. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 28: 1–8, 1986.

Kirso U. and N. Irha. Role of Algae in Fate of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41: 83-89, 1998.

Larned S.T. Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae. *Marine Biology*, 132: 409-421, 1998.

Lavery P., S. Bootle and M. Vanderklift. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey estuary, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 295–309, 1999.

Leliaert F., X. Zhang, N. Ye, E.-J. Malta, A. H. Engelen, F. Mineur, H. Verbruggen and O. De Clerck. Research note: Identity of the Qingdao algal bloom. *Phycological research*, 57: 147–151, 2009.

Liu D., J. K. Keesing, Z. Dong, Y. Zhen, B. Di, Y. Shi, P. Fearn and P. Shi. Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in yellow sea, china: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1423–1432, 2010.

Lotze H. K. and B. Worm. Variable and complementary effects of herbivores on different life stages of bloom-forming macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 200: 167–175, 2000.

Lotze H. K., W. Schramm, D. Schories and B. Worm. Control of macroalgal blooms at early developmental stages: *Pilayella littoralis* versus *Enteromorpha* spp. *Oecologia*, 119: 46–54, 1999.

Lotze H. K., B. Worm and U. Sommer. Propagule banks, herbivory and nutrient supply control population development and dominance patterns in macroalgal blooms. *Oikos*, 89: 46–58, 2000.

Lubchenco J. *Littornia* and *Fucus*: effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. *Ecology*, 64: 1116–1123, 1983.

Magalhaes C.M., A.A. Bordalo and W.J. Wiebe. 2003. Intertidal biofilms on rocky substratum can play a major role in estuarine carbon and nutrient dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 275-281, 2003

Malta E.-J., S. G. Draisma and P. Kamermans. Free-floating *Ulva* in the southwest Netherlands: species or morphotypes? a morphological, molecular and ecological comparison. *European Journal of Phycology*, 34: 443–454, 1999.

Margalef, R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493–509, 1978.

Marshall K., I. Joint, M. E. Callow and J. A. Callow. Effect of marine bacterial isolates on the growth and morphology of axenic plantlets of the green alga *Ulva linza*. *Microbial ecology*, 52: 302–310, 2006.



  <small>États de la République Française</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	83/90

Marshalla P. A. and G. J. Edgar. The effect of the Jessica grounding on subtidal invertebrate and plant communities at the Galápagos wreck site. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 284-295, 2003.

May V., I. Bennett and T. Thompson. Herbivore-algal relationships on a coastal rock platform (Cape Banks, NSW). *Oecologia*, 6: 1-14, 1970.

Mazé J., P. Morand and P. Potoky. Stabilisation of a green tides *Ulva* by a method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology*, 5: 183-190, 1993.

McGlathery K. J., K. Sundback and I. C. Anderson. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1-18, 2007.

Menéndez M. and F. Comin. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 215-226, 2000.

Ménesguen A., A. Aminot, C. Belin, A. Chapelle, J.-F. Guillaud, M. Joanny, A. Lefebvre, M. Merceron, J.-Y. Piriou, and P. Souchu. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, 59 p.

Ménesguen A. and J.-Y. Piriou. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42: 227-237, 1995.

Merceron M. Proliférations macroalgales. In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 15-18.

Mineur F., T. Belsher, M. P. Johnson, C. A. Maggs and M. Verlaque. Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological Conservation*, 137: 237-247, 2007a.

Mineur F., M. P. Johnson, C. A. Maggs and H. Stegenga. Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology*, 151: 1299-1307, 2007b.

Mineur F., M. P. Johnson and C. A. Maggs. Macroalgal introductions by hull fouling on recreational vessels: seaweeds and sailors. *Environmental management*, 42: 667-676, 2008.

Morand P., A. Cruzado, V. Cuomo, Z. Velasquez, I. Bertini, G. Scorrano, R. Cipollini and R. Monnanni. Macroalgae: pollution or help to the pollution abatement. *Depollution Planning of the Mediterranean Sea. Soc. Chimica Italiana, Collana Rossa*, pages 57-72, 1992.

Moschella P., M. Abbiati, P. Åberg, L. Airoidi, J. Anderson, F. Bacchiocchi, F. Bulleri, G. E. Dinesen, M. Frost, E. Gacia, et al. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 52: 1053-1071, 2005.

Munda I. M. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. *Hydrobiologia*, 261: 239-253, 1993.

Naldi M. and P. Viaroli. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* c. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River delta, Italy). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 65-83, 2002.

Nan C., H. Zhang and G. Zhao. Allelopathic interactions between the macroalga *Ulva pertusa* and eight microalgal species. *Journal of Sea Research*, 52: 259-268, 2004.



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	84/90

Nan C. R., H. Z. Zhang, S. Z. Lin, G. Q. Zhao and X. Y. Liu. Allelopathic effects of *Ulva lactuca* on selected species of harmful bloom-forming microalgae in laboratory cultures. *Aquatic Botany*, 89: 9–15, 2008.

Nelson T., A. Nelson and M. Tjoelker. Seasonal patterns in Ulvoid algal biomass, productivity, and key environmental factors in the northeast Pacific. *Botanica Marina*, 46: 263–327, 2003a.

Nelson T. A., D. J. Lee and B. C. Smith. Are green tides harmful algal blooms? Toxic properties of water-soluble extracts from two bloom-forming macroalgae, *Ulva fenestrata* and *Ulvaria obscura* (Ulvophyceae). *Journal of Phycology*, 39: 874–879, 2003b.

Nienhuis P. Ecology of coastal lagoons in the Netherlands (Veerse Meer and Grevelingen). *Vie et Milieu*, 42: 59–72, 1992.

Noël L. M.-L. J., S. J. Hawkins, S. R. Jenkins and R. C. Thompson. Grazing dynamics in intertidal rockpools: Connectivity of microhabitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 370: 9–17, 2009.

O'Brien P. Y. and S. P. Dixon. The effects of oils and oil components on algae: A review. *British Phycological Journal*, 11: 115–142, 1976.

Occhipinti-Ambrogi A. and D. Savini. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 542–551, 2003.

Orfanidis S., E. Lazaridou, M. Seferlis and S. Haritonidis. Eutrophication and the abundance of seaweeds in the biotope of Agia Triada, Gulf of Thessaloniki. In *Proceedings of the Hellenic Symposium on Oceanography and Fisheries*, 1: 67–70, 1997.

Österling M. and L. Pihl. Effects of filamentous green algal mats on benthic macrofaunal functional feeding groups. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 263: 159–183, 2001.

Paerl H. W. and D. R. Whitall. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: Is there a link? *Ambio*, 28: 307–311, 1999.

Paine R. T., M. J. Tegner and E. A. Johnson. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1: 535–545, 1998.

Panayotidis P., J. Feretopoulou and B. Montesanto. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 205–214, 1999.

Papachristou E. and S. Haritonidis. Present status of eutrophication in Pagassitikos Gulf, Magnesia, Greece. Biological indicators-pollution sources. *Fresenius Environmental Bulletin*, 1: 506–510, 1992.

Pavoni B., M. Caliceti, L. Sperti and A. Sfriso. Organic micropollutants (PAHs, PCBs, pesticides) in seaweeds of the lagoon of Venice. *Oceanologica Acta*, 26: 585–596, 2003.

Paytan A and K. McLaughlin. The oceanic Phosphorus Cycle. *Chemical Reviews*, 107: 563–576, 2007.

Pedersen M. F. and J. Borum. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology-progress Series*, 142: 261–272, 1996.

Piriz M.L., M.C. Eyra and C.M. Rostagno. Changes in the biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *Journal of Applied Phycology* 15: 67–74, 2003

Ponsero A., P. Le Mao, P. Yésou, J. Allain and J. Vidal. Eutrophication littorale et conservation de l'avifaune aquatique: le cas de la bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*) hivernant en baie de Saint-Brieuc. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 64: 157–170, 2009.



  PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	85/90

Radach G., J. Berg and E. Hagmeier. Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research*, 10: 305-328, 1990.

Ramade F. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ed. Ediscience. 1998. pp 214.

Redfield, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46: 205–221, 1958.

Rosenberg R., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonsson, G. Persson and H. Dahlin. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19:102-108, 1990

Rosenberg G. and J. Ramus. Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area: volume ratios. *Aquatic Botany*, 19: 65–72, 1984.

Rosenberg G., T. Probyn and K. Mann. Nutrient uptake and growth kinetics in brown seaweeds: Response to continuous and single additions of ammonium. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 80: 125–146, 1984.

Rossi N., C. Daniel and T. Perrot. 2009. Suivi de la couverture en macroalgues intertidales de substrats durs dans le cadre du projet REBENT/DCE au titre de l'année 2009. Edition finale. 74 p.

Runca E., A. Bernstein, L. Postma and G. DiSilvio. Control of macroalgae blooms in the lagoon of Venice. *Ocean & Coastal Management*, 30: 235–257, 1996.

Salomon J. and P. Lazure. Etude par modèle mathématique de quelques aspects de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. *Rapport IFREMER DERO-88.26-EL*, 1988.

Salovius S. and P. Kraufvelin. The filamentous green alga *Cladophora glomerata* as a habitat for littoral macro-fauna in the northern Baltic Sea. *Ophelia*, 58: 65–78, 2004.

Samuel H. Toxic seaweed on French coast sparks health fears. *The Telegraph*. 22 July 2011.

Schramm W. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from Eu-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11: 69–78, 1999.

Schramm W. Conclusions In: W. Schramm and P. H. Nienhuis [eds.], Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication, pp. 449-458, 1996.

Schramm W. and P. H. Nienhuis. Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication, volume 123. Springer Verlag, 1996.

Sfriso A. Temporal and spatial responses of growth of *Ulva rigida* to environmental and tissue concentrations of nutrients in the lagoon of Venice. *Botanica Marina*, 38: 557–573, 1995.

Sfriso A. and A. Marcomini. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, 58: 299–307, 1996.

Sfriso A. and A. Marcomini. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. part ii: Coupling with sediment, spm and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine environmental research*, 47: 285–309, 1999.

Sfriso A., C. Facca and P. Ghetti. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, 56: 617–636, 2003.

Shimada S., M. Hiraoka, S. Nabata, M. Iima, and M. Masuda. Molecular phylogenetic analyses of the Japanese *Ulva* and *Enteromorpha* (Ulvales, Ulvophyceae), with special reference to the free-floating *Ulva*. *Phycological Research*, 51: 99–108, 2003.

Souchu P. Principaux processus biochimiques impliqués dans l'eutrophisation. In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, p. 3.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small>	<h2>Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	86/90

Sousa W. P. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 49: 227–254, 1979.

Sousa W. P. The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15: 353–391, 1984.

Southward A. J. and E. C. Southward. Recolonization of Rocky Shores in Cornwall After Use of Toxic Dispersants to Clean Up the Torrey Canyon Spill. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada*, 35: 682-706, 1978.

Stekoll M. S. and L. Deysher. Response of the Dominant Alga *Fucusgardneri* (Silva) (Phaeophyceae) to the Exxon Valdez Oil Spill and Clean-up. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1028-1041, 2000.

Tan I. H., J. Blomster, G. Hansen, E. Leskinen, C. A. Maggs, D. G. Mann, H. J. Sluiman and M. J. Stanhope. Molecular phylogenetic evidence for a reversible morphogenetic switch controlling the gross morphology of two common genera of green seaweeds, *Ulva* and *Enteromorpha*. *Molecular Biology and Evolution*, 16: 1011–1018, 1999.

Tang Y. Z. and C. J. Gobler. The green macroalga, *Ulva lactuca*, inhibits the growth of seven common harmful algal bloom species via allelopathy. *Harmful Algae*, 10 (5): 480–488, 2011.

Taylor R., R. Fletcher and J. Raven. Preliminary studies on the growth of selected green tide algae in laboratory culture: effects of irradiance, temperature, salinity and nutrients on growth rate. *Botanica Marina*, 44: 327–336, 2001.

Tessier C. Caractérisation et dynamique des turbidités en zone côtière : L'exemple de la région marine Bretagne Sud. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux 1, 2006.

Thompson R., T. Crowe and S. Hawkins. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29: 168–191, 2002.

Thomsen, M.S. and T. Wernberg. Minireview: What affects the forces required to break or dislodge macroalgae? *European Journal of Phycology*, 40: 139-148, 2005

Thybo-Christesen M., M. B. Rasmussen and T. H. Blackburn. Nutrient fluxes and growth of *Cladophora sericea* in a shallow danish bay. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 273–273, 1993.

Turner A., S. S. Pedroso and M. T. Brown. Influence of salinity and humic substances on the uptake of trace metals by the marine macroalga, *Ulva lactuca*: Experimental observations and modelling using wham. *Marine Chemistry*, 110: 176–184, 2008.

Van Alstyne K. L., A. V. Nelson, J. R. Vyvyan and D. A. Cancilla. Dopamine functions as an antiherbivore defense in the temperate green alga *Ulvaria obscura*. *Oecologia*, 148: 304–311, 2006.

Vaudrey J.M.P., J.N. kremer, B.F. Branco and F.T. Short. Eelgrass recovery after nutrient enrichment reversal. *Aquatic Botany*, 93: 237-243, 2010.

Verlaque M. Inventaire des plantes introduites en méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanologica Acta*, 17: 1–23, 1994.

Viaroli P., M. Naldi, C. Bondavalli and S. Bencivelli. Growth of the seaweed *Ulva rigida* c. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro Lagoon (Northern Italy). *Hydrobiologia*, 329: 93–103, 1996.

Viaroli P., M. Bartoli, R. Azzoni, G. Giordani, C. Mucchino, M. Naldi, D. Nizzoli, and L. Taje. Nutrient and iron limitation to *Ulva* blooms in a eutrophic coastal lagoon (Sacca Di Goro, Italy). *Hydrobiologia*, 550: 57–71, 2005.

Villares R., X. Puente, A. Carballeira, et al. Nitrogen and phosphorus in *Ulva* sp. in the Galician Rias Bajas (Northwest Spain): seasonal fluctuations and influence on growth. *Boletín-Instituto Español De Oceanografía*, 15: 337–342, 1999.



 	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	87/90

Vogt H. and W. Schramm. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel bay (Western Baltic) - what are the causes. *Marine Ecology-progress Series*, 69: 189–194, 1991.

Vollenweider R.A., F. Giovanardi, G. Montanari and A. Rinaldi. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357, 1998.

Wallentinus I. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology*, 80: 215–225, 1984.

Wang D., Q. Xie, Y. Du, W. Wang and J. Chen. The 1997–1998 warm event in the South China Sea. *Chinese Science Bulletin*, 47: 1221–1227, 2002.

Wang Y., Z. Yu, X. Song, X. Tang and S. Zhang. Effects of macroalgae *Ulva pertusa* (Chlorophyta) and *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) on growth of four species of bloom-forming dinoflagellates. *Aquatic botany*, 86: 139–147, 2007.

Wang C., Rencheng Yu R. and Zhou M. Acute toxicity of live and decomposing green alga *Ulva (Enteromorpha) prolifera* to abalone *Haliotis discus hannai*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29: 541-546, 2011.

Wharfe J.R. Ecological survey of benthic invertebrate Macrofauna of Lower Medway Estuary, Kent. *Journal of Animal Ecology*, 46:93-113, 1977.

Wilce R., C. Schneider, A. Quinlan and K. V. Bosch. The life history and morphology of free-living pilayella littoralis (L.) kjellm.(ectocarpaceae, ectocarpales) in nahant bay, massachusetts. *Phycologia*, 21: 336–354, 1982.

Worm B. and H. K. Lotze. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography*, 51: 569–579, 2006.

Worm B., H.K. Lotze, C. Bostrom, R. Engkvist, V. Labanauskas and U. Sommer. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series*, 185:309-314, 1999

Wu R. Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 11–22, 1999.

Ye N.-H. , X.-W. Zhang, Y.-Z. Mao, C.-W. Liang, D. Xu, J. Zou, Z.-M. Zhuang and Q.-Y. Wang. Green tides are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world largest example. *Ecological research*, 26: 477–485, 2011.

Yin K., P. J. Harrison, J. Chen, W. Huang and P.-Y. Qian. Red tides during spring 1998 in Hong Kong: is el niño responsible? *Marine Ecology Progress Series*, 187: 289–294, 1999.

Zambrano J. and A. Carballeira. Effects of hydrocarbons on the physiology and growth of *Ulva* sp. (Chlorophyta). *Boletín Instituto Espanol de Oceanografía*, 15: 373-382, 1998.

Zertuche-González J. A., V. F. Camacho-Ibar, I. Pacheco-Ruz, A. Cabello-Pasini, L. A. Galindo-Bect, J. M. Guzmán-Calderón, V. Macias-Carranza and J. Espinoza-Avalos. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *Journal of Applied Phycology*, 21: 729–736, 2009.

Zingone A. and H. Oksfeldt Enevoldsen. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean and Coastal Management*, 43: 725–748, 2000.

Etudes d'amélioration de la connaissance en vue de la prise de décision

Apitz S. E., M. Elliott, M. Fountain, and T. S. Galloway. European environmental management: moving to an ecosystem approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2: 80–85, 2006.



  République Française PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	88/90

Auby I., F. Manaud, D. Maurer and G. Trut. Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer, 269 p., 1994.

Backer H., J.-M. Leppänen, A. C. Brusendorff, K. Forsius, M. Stankiewicz, J. Mehtonen, M. Pyhälä, M. Laamanen, H. Paulomäki, N. Vlasov and T. Haaranen. Helcom baltic sea action plan—a regional programme of measures for the marine environment based on the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 642–649, 2010.

Belin C., D. Claisse, A. Daniel, E. Fleury, P. Le Mao, M. Marchand and M. Nedellec. Qualité du Milieu Marin Littoral Synthèse Nationale de la Surveillance Edition 2012. Rapport Ifremer, 90 p., 2011

Bernard, M. Les habitats rocheux intertidaux sous l'influence d'activités anthropiques : structure, dynamique et enjeux de conservation. *Thèse de Doctorat*, Université de Bretagne Occidentale, 378 p., 2012.

Billen G. and J. Garnier. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106: 148–160, 2007.

Blank A. 2012. Retombées atmosphériques en nutriments. *In* : Plan d'action pour le milieu marin. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale des eaux marines. Analyse pressions et impacts. pp. 199-202.

Bourrain X., E. Lebat and S. Beauvais. Analyse des sources directes et chroniques en nutriments et en matières organiques vers le milieu aquatique. *In* : Plan d'action pour le milieu marin. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale des eaux marines. Analyse pressions et impacts. pp. 172-185, 2012.

Cann. C. Etude de l'évolution des flux de phosphore apportés au littoral par un cours d'eau. Exemple du Yar en baie de Lannion. Rapport CEMAGREF, 1993.

CEVA. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport final du projet 3 du programme CIMAV, 15 p., 2010b.

CEVA. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport final du projet 3 du programme CIMAV, 60 p., 2012.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2008. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 55 p., 2009.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2009. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 45 p., 2010a.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2010. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 46 p., 2011a.

CEVA. Expertise du phénomène de prolifération algale sur les côtes vendéennes : origine des algues et des nutriments. Phase 3 : Synthèse des résultats. Rapport final avril 2011 pour le Conseil Général de Vendée. 12 p., 2011b.

Crouzet P., G. Le Gall and M. Meybeck. Flux à la mer : trop d'azote, mais moins de phosphore. *Ifen*, 72 : 1-4, 2002.

Committee on the Causes and Management of Coastal Eutrophication (CCMCE). Clean coastal waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Academy Press, Washington, D.C. 405 p., 2000.

De Nadaillac G. and M. Breton. Les courants en baie de Vilaine – Synthèse des Résultats. 36 p., 1986.

EU Life algae's final report. 2001. Algae in excess-harvesting for life. English version. 16p.

GIP Loire Estuaire. Les nutriments. Rapport GIP Loire Estuaire, 2005.



  <small>États & Qualité & Environnement REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	Document de référence (MA)	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	89/90

In°ODE. Bulletin de liaison de l'Observatoire Départemental de l'Environnement. Eutrophisation et marées vertes – Avis du Conseil Scientifique – n°22, décembre 1999.

IPCC. Climate change 2007. Synthesis report. Contribution of working groups i, ii and iii to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (core writing team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (eds.)). Technical report, IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p., 2007.

Kopp J. Etude du phénomène de « marée verte » affectant les baies de Lannion et de Saint-Brieuc. Rapport de synthèse juin 1977. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, 102 pages, 1977.

Letts E.A. & Richards E.H. Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commission on Sewage Disposal, 7th Report, HMSO, London. Appendix III, Section II, 1911.

Martins I. *Green macroalgae and seagrasses in a shallow eutrophic estuary, the Mondego Estuary: Dynamics, controlling factors and possible evolutionary scenarios*. PhD thesis, FCT-University of Coimbra, 2000.

Mauvais J.L. and R. Goarnisson. Etat de l'environnement sur la façade Atlantique. Bilans et perspectives. Rapport Ifremer. 140 p., 1999.

Ménesguen A. 2001. Les raisons de la sensibilité d'un site marin à l'eutrophisation. *In* : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Ménesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 20-23.

Merceron M. Baie de Vilaine: juillet 1982 mortalité massive de poissons l'analyse des causes et des mécanismes du phénomène, les propositions d'actions. *Equinoxe*, 21: 4–9, 1989.

Moreau S., G. Bertru and C. Buson. Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. *Hydrobiologia*, 374: 247–258, 1998.

Nixon S.W. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219, 1995.

OSPAR. QSR eutrophication. Technical report, 2010a.

OSPAR. 3: Strategy of the OPSAR commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic 2010-2020 (also called: The North-East Atlantic Environment Strategy). *Offshore Oil and Gas Industry Strategy*, Bergen, 2010b.

Paerl H.W. Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32: 593-601, 2009.

Piriou J.-Y., D. Coic and M. Merceron. Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral, Saint-Brieuc, Ploufragan (France), 23-24 sep 1999. Rapport Ifremer, 1999.

Piriou J.-Y. Les marées vertes sur le littoral breton - bilan 1985. Rapport Ifremer, 1985.

Piriou J.-Y., A. Menesguen and J.-C. Salomon. Les marées vertes à ulves: conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*, 19: 117, 1991.

Sauriau P., B. Thouvenin, P. Le Hir, L. Maurice and L. Romana. Estuaire de la Loire: Qualité des eaux. *Rapport de synthèse de l' APEEL: 1984-1994*, 2, 1996.

Walker H. J. Man's impact on shorelines and nearshore environments: a geomorphological perspective. *Geoforum*, 15: 395–417, 1984.

Zemke-White W.L., S.R. Speed. and D.J. McClary. Beach-cast seaweed: a review. New Zealand Fisheries Assessment Report. 47p., 2005.



  <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE	<h2 style="margin: 0;">Document de référence (MA)</h2>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/006-V4.1
		Date	17/10/13
		Page	90/90

Documents de gestion

Dalmas D., R. Moreau, P. Quévremont and V. Frey. Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. 144 p., 2010.

DREAL. Révision des zones vulnérables à la pollution par les nitrates d'origine agricole. Révision des zones vulnérables 5ème campagne de surveillance. Rapport DREAL Centre, Délégation de bassin Loire-Bretagne, 2012.

Hering D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C. K. Feld, A.-S. Heiskanen, R. K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A. Lyche Solheimh and W. van de Bundj. The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408: 4007–4019, 2010.

Hoornbeek J. A. Policy-making institutions and water policy outputs in the European Union and the United States: a comparative analysis. *Journal of European Public Policy*, 11: 461–496, 2004.

SAGE Vilaine – Commission Locale de l'eau. Note de synthèse pour la cle du 16/12/2011, Révision du SAGE Vilaine. Pollution diffuses d'origine agricole – Paramètre phosphore. 22 p., 2011

Documents d'audit

Chevassus-au-Louis B., B. Andral, A. Femenias and M. Bouvier. Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions. *Rapport N° 007942-01. Paris : Conseil général de l'environnement et du développement durable, mars 2012.- 147 p.* Conseil General de L'environnement et du Développement Durable (Cgedd); Conseil General de l'Alimentation, de l'Agriculture et des Espaces Ruraux (CGAAER), 2012.

Documents divers

Chrisafis A. Lethal algae take over beaches in northern France. *The Guardian*. 10 August 2009.



**Direction régionale
de l'environnement,
de l'aménagement
et du logement**

Service ressources
naturelles et paysages

5, rue Françoise Giroud
CS 16326

44263 Nantes cedex 2

tél : 02.72.74.75.70

fax : 02.72.74.75.79

Directeur de publication :
Hubert FERRY-WILCZEK

ISSN : 2109-0017