

# Chapitre 5. Mécanismes et conséquences de l'eutrophisation

## Coordinateurs :

Gudrun Bornette & Pascal Claquin

## Auteurs :

Pierre Anschutz

Gudrun Bornette

Annie Chapelle

Pascal Claquin

Patrick Durand

Chantal Gascuel

Didier Gascuel

Elisabeth Gross

Jean-François Humbert

Olivier Le Pape

Alexandrine Pannard

Gilles Pinay

Nadège Rossi

Yves Souchon

Philippe Souchu

Avec la contribution de : Stéphanie Lemesle, Mario Lepage, Sergi Sabater

Documentaliste : Monique Delabuis

## **Pour citer ce chapitre :**

Bornette G., Claquin P., Anschutz P., Chapelle A., Durand P., Gascuel C., Gascuel D., Gross E., Humbert J.-F., Lemesle S., Le Pape O., Pannard A., Pinay G., Rossi N., Souchon Y., Souchu P., 2017. Mécanismes et conséquences de l'eutrophisation. Pages 405-647, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

## Sommaire

<b>5.1. Introduction.....</b>	<b>408</b>
5.1.1. Contexte.....	408
5.1.2. Délimitation du corpus bibliographique .....	408
<b>5.2. Le rôle des activités humaines sur les flux de nutriments et les évolutions.....</b>	<b>409</b>
5.2.1. Au niveau mondial .....	410
5.2.2. Au niveau France et Europe .....	411
5.2.3. Cycle de l'azote .....	412
5.2.4. Cycle du phosphore .....	413
<b>5.3. Facteurs de contrôle de l'eutrophisation.....</b>	<b>415</b>
5.3.1. Dynamique des nutriments dans les milieux aquatiques .....	415
5.3.1.1. Production primaire .....	415
5.3.1.2. Dégradation de la matière organique .....	424
5.3.1.3. Processus réactionnels dans le cycle de l'azote.....	428
5.3.1.4. Le contrôle de la disponibilité du phosphore .....	430
5.3.1.5. Synthèse sur les processus en milieux aérobies et anaérobie .....	432
5.3.2. Rôles des autres facteurs de contrôle (paramètres physiques).....	433
5.3.2.1. Lumière & Température .....	433
5.3.2.2. Les conditions hydrauliques, hydrologiques, l'hydrodynamisme (temps de résidence), et l'érosion sont des facteurs physiques qui peuvent également jouer un rôle dans les processus d'eutrophisation. Hydraulique/Hydrologie .....	433
<b>5.4. Impact des changements induits par la pêche .....</b>	<b>435</b>
5.4.1. Introduction : la pêche victime ou responsable ?.....	435
5.4.2. Baie de Chesapeake : l'exemple du contrôle par les bivalves.....	436
5.4.3. Plus au large : contrôle par le zooplancton et cascades trophiques.....	437
<b>5.5. Transferts, rétention et transformation des nutriments .....</b>	<b>439</b>
5.5.1. Le rôle de la structure du paysage sur les flux de nutriments sortant des bassins versants ....	439
5.5.1.1. Zones contributives.....	439
5.5.1.2. Zones tampons : processus en jeu .....	440
5.5.2. Apports, transferts, rétention et élimination des nutriments azotés et phosphorés le long des continums terre - mer .....	441
5.5.2.1. Principaux hot spot d'élimination de l'azote .....	442
5.5.2.2. Principaux hot spot de rétention du phosphore.....	448
5.5.3. Localisation des occupations du sol et de leur mode de gestion .....	452
5.5.4. Gérer le paysage pour réduire les flux ? .....	453
5.5.5. Conclusion.....	454
<b>5.6. La controverse entre N et P .....</b>	<b>454</b>
<b>5.7. Conséquences de l'eutrophisation .....</b>	<b>456</b>
5.7.1. Milieux d'eau douce.....	457
5.7.1.1. Conséquences sur les producteurs primaires .....	458
5.7.1.2. Conséquences sur la composition des communautés, la biodiversité fonctionnelle et spécifique .....	470
5.7.1.3. Conséquences sur les réseaux trophiques .....	477
5.7.1.4. Conséquences sur l'habitat et le milieu physico-chimique.....	482
5.7.1.5. Interaction avec les 'autres' changements globaux / environnementaux.....	483
5.7.2. Systèmes marins .....	488
5.7.2.1. Introduction .....	489

5.7.2.2. Impact de l'eutrophisation sur la biodiversité des milieux marins .....	497
5.7.2.3. Impact de l'eutrophisation sur les communautés benthiques .....	502
5.7.2.4. Proliférations de microalgues nuisibles (HABs) et eutrophisation en mer .....	533
<b>5.8. Restauration .....</b>	<b>540</b>
5.8.1. Les concepts de la restauration .....	541
5.8.1.1. Etat de reference .....	541
5.8.1.2. Objectifs de la restauration.....	542
5.8.1.3. Concept de résilience.....	543
5.8.2. Restauration des écosystèmes continentaux .....	544
5.8.2.1. Méthodes de restauration .....	544
5.8.2.2. Mesure des bénéfices .....	550
5.8.3. Restauration des milieux marins.....	555
5.8.3.1. Actions sur les causes.....	556
5.8.3.2. Actions sur les symptômes.....	556
5.8.3.3. Résultats sur les écosystèmes cotiers .....	557
5.8.4. Conclusions .....	558
<b>5.9. Vulnérabilité .....</b>	<b>559</b>
5.9.1. Le concept de vulnérabilité.....	559
5.9.2. Application du concept de vulnérabilité à l'eutrophisation.....	559
5.9.3. Recherche bibliographique .....	560
5.9.4. Risque d'eutrophisation tenant compte de la vulnérabilité biologique des hydrosystèmes : un domaine largement à construire.....	561
<b>5.10. Changements globaux et eutrophisation.....</b>	<b>562</b>
5.10.1. Corpus bibliographique.....	562
5.10.2. Les grands traits des tendances d'eutrophisation sous influence des changements globaux .	563
5.10.3. Les principaux mécanismes influencés par les changements globaux et leur sens de variation	564
5.10.4. Quelles actions ? .....	568
5.10.5. Rôle des espèces invasives favorisées par les changements globaux dans le processus d'eutrophisation.....	568
5.10.6. Cyanobactéries et changements globaux : un risque accru de blooms dans un futur chaud..	571
<b>5.11. Conclusions générales du chapitre .....</b>	<b>573</b>
<b>5.12. Bibliographie.....</b>	<b>576</b>

## 5.1. Introduction

### 5.1.1. Contexte

L'augmentation de la démographie et des concentrations urbaines, l'industrialisation de l'agriculture liée à l'extraction minière du phosphore ou au procédé chimique de fabrication d'azote minéral ont entraîné une augmentation des flux et des concentrations de nutriments dans l'environnement, et *in fine* dans les milieux aquatiques.

Ces apports excessifs de nutriments sont à l'origine des phénomènes d'eutrophisation, même si la nature et l'intensité des phénomènes dépendent également d'autres facteurs environnementaux ou activités anthropiques (comme par exemple les activités de pêche).

Cette eutrophisation se traduit par des réponses complexes de l'ensemble des écosystèmes aquatiques. Les effets les plus notables sont des proliférations de producteurs primaires, des phénomènes de toxicité ou d'anoxie, des pertes de biodiversité.

L'eutrophisation apparaît le plus souvent aux yeux du grand public comme un problème environnemental très localisé et à travers des phénomènes très médiatisés comme les marées vertes sur les côtes bretonnes. Or les facteurs qui contrôlent l'eutrophisation ne s'exercent pas qu'à une échelle locale et de manière ponctuelle. Les processus sont contrôlés par des facteurs s'exerçant également à de larges échelles spatio-temporelles. Les nutriments arrivant en zone côtière peuvent en effet provenir de bassins versants amont parfois éloignés de plusieurs centaines de kilomètres, avant d'être transportés et dilués en mer sur des centaines de kilomètres.

Dans ce contexte, les objectifs de ce chapitre sont de présenter i) l'évolution des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore à l'échelle globale, en y précisant le rôle des activités humaines ; ii) la dynamique des nutriments dans les milieux aquatiques et le rôle des autres facteurs contrôlant les processus d'eutrophisation ; iii) l'impact des changements induits par les activités de pêche ; iv) une analyse des mécanismes de transfert des nutriments le long du continuum terre-mer ; v) une analyse de la littérature concernant la controverse actuelle sur les rôles respectifs de l'azote et du phosphore dans le déclenchement de l'eutrophisation ; vi) une description des conséquences de l'eutrophisation dans les différents écosystèmes aquatiques ; vii) les voies de remédiation à ce problème ; viii) une application du concept de vulnérabilité à l'eutrophisation ; ix) les liens entre changements globaux et eutrophisation.

### 5.1.2. Délimitation du corpus bibliographique

Au regard de la quantité de littérature existante sur le thème des causes, mécanismes et conséquences de l'eutrophisation, l'établissement d'un corpus de références à partir d'équations de recherche s'est avéré impossible pour de nombreux thèmes traités dans ce chapitre. La quantité d'articles identifiés n'était en effet pas analysable par le seul groupe d'experts impliqués dans l'ESCo. A titre d'exemple, un corpus de plus d'un million d'article a été identifié sur les effets de l'eutrophisation (tableau 5.1, équation #6), corpus réduit à environ 60 000 articles en se concentrant sur le milieu marin (tableau 5.1, équation #8).



*Tableau 5.1. Exemple de la recherche dans le Web of Science portant sur les effets des nutriments ou de l'eutrophisation sur les milieux marins, estuariens ou lagunaires. \* Le 20/11/2017.*

Equation	Concept	Nombre de références*	Mots-clé
#1	Eutrophisation	40 975	TS=(eutrophic*)
#2	Effets	21 113 130	TS=(Impact* OR Effect* OR Consequence* or link*)
#3	Effets de l'eutrophisation	22 846	#2 AND #1
#4	Nutriments	2 184 466	TS=(Nitr* OR Ammoni*OR Phosph* OR nutrient*)
#5	Effets des nutriments	1 082 162	#4 AND #2
#6	Effets des nutriments ou de l'eutrophisation	1 091 865	#5 OR #3
#7	Milieux marins, estuariens ou lagunaires	1 534 902	TS=(bay or ocean* or coastal or "sea" or marin* or lagoon or coast* or "coral reef*")
#8	Effets des nutriments ou de l'eutrophisation sur les milieux marins, estuariens ou lagunaires	63 392	#6 AND #7

Pour plusieurs contributions de ce chapitre, le choix a donc été fait d'utiliser des références issues d'une veille bibliographique régulière depuis de nombreuses années, sélectionnées suivant les besoins de la rédaction. Pour d'autres contributions, des équations de recherche ont été utilisées (partie 5.2 sur le rôle des activités humaines sur les flux de nutriments et les évolutions sources de nutriments ; partie 5.7.2.4 sur les HABs, partie 5.8 sur la restauration ; parties 5.9 et 5.10 sur la vulnérabilité et les changements globaux, respectivement).

## 5.2. Le rôle des activités humaines sur les flux de nutriments et les évolutions

Chantal Gascuel

INRA, UMR SAS

Au cours du xx<sup>e</sup> siècle, la population mondiale a quadruplé, passant de 1,5 à 6 milliards d'habitants. Elle est en 2016 de 7,4 milliards d'habitants. 54 % de la population mondiale vit dans des zones urbaines, proportion qui devrait passer à 66 % en 2050. Dans bon nombre de régions, l'urbanisation s'est densifiée autour de grandes mégaloïles, souvent situées près de l'eau, grands fleuves et surtout régions littorales. Plus d'un milliard de personnes – la plupart en Asie – vivent dans des plaines côtières, la plupart dans des villes et des zones urbanisées. Ces évolutions posent la question du traitement des déchets et des eaux usées, particulièrement difficiles et néanmoins nécessaires dans les régions côtières.

L'agriculture a également profondément changé ces dernières décennies au travers de trois facteurs essentiels : la mécanisation, le transport des matières premières et des denrées, l'utilisation d'engrais de synthèse (N) et fossiles (P). Ces transformations ont engendré une augmentation importante de la productivité et une baisse des coûts de production. Mais elles ont également conduit à une forte spécialisation et intensification des productions agricoles, déconnectant les activités d'élevage et de culture. Des changements importants relatifs aux cycles de l'azote et du phosphore en ont découlé, au niveau local et global : des quantités importantes d'azote et de phosphore sont importées dans certaines régions, sous forme d'alimentation animale dans les systèmes d'élevage, sous forme d'engrais minéraux pour les régions de culture. Dans les deux cas, elles sont issues d'autres territoires, voire d'autres continents, entraînant des surplus particulièrement importants dans les régions à forte densité d'élevage.

Les paysages ruraux et urbains ont drastiquement changé : la spécialisation agricole a induit une homogénéisation des paysages ; la mécanisation et la fertilisation ont induit une simplification des bordures de champ (arasement du bocage, ...), un agrandissement du parcellaire. L'ensemble des réseaux hydrographiques ont été redessiné : ce sont, sur l'amont, la création de fossés, le drainage des eaux, sur l'aval, la chenalisation de bon nombre de rivières, qui ont de fait densifié et artificialisé les réseaux hydrographiques. Les processus de transfert et de transformation de l'azote et du phosphore, et donc la capacité de rétention dans les bassins versants, en a été diminuée.

La littérature récente se référant à l'anthropocène comme une nouvelle ère influencée par les activités humaines, fait très généralement référence à la perturbation des cycles biogéochimiques, comme un élément majeur de l'anthropocène (Meybeck, 2003 ; Waters, 2016).

Les évolutions des flux et l'estimation de la part des sources agricoles et urbaines, que traite ce paragraphe, varient selon les publications, en fonction de l'approche et de l'échelle, et donc des bases de données utilisées. Nous en donnons quelques exemples.

Pour cette section, les équations de recherche ont été les suivantes : (phosphorus\* OR nitrogen OR ammon\* OR nitrate OR nitro\*) AND (budget or balance) AND (region OR territory OR country OR global) AND (river\* OR hydrosyst\*), ou idem, en se limitant à (country OR global) (cad sans river OR territory). Un tri a été fait sur les titres et résumés pour limiter le corpus. 295 papiers ont été sélectionnés, dont 78 ont été retenus au vu de titres, 37 de la lecture des résumés. Au final, 23 articles ont été jugés pertinents pour la présente analyse. Les références sur l'azote sont beaucoup plus nombreuses que celles sur le phosphore. Peu de références couvrent à la fois azote et phosphore.

### 5.2.1. Au niveau mondial

Des modèles géographiquement distribués, décomposant les différentes sources anthropiques et prenant en compte des coefficients d'exportation vers les eaux exprimés en pourcentage des apports, permettent d'évaluer la part de chaque activité après calage, (Chen, 2016). Suivant l'importance de la population urbaine, le type de développement urbain, le type d'activité agricole, les parts respectives des flux d'origine agricole ou urbaine varient. D'autres polluants peuvent servir de marqueurs de l'origine de la pollution (Chen et al, 2016).

Des travaux ont porté sur ce sujet dès les années 90. Ainsi, Seitzinger et al (2005) ont proposé un modèle ajustant des paramètres (usages du sol, densités de population, modes de production) sur des données de flux de carbone, d'azote et de phosphore sous différentes formes (particulaire, soluble inorganique et soluble organique) à l'exutoire des bassins versants. Appliqué à 5761 bassins versants, le modèle indique une grande variabilité des sources selon les continents mais aussi les caractéristiques des bassins versants. L'azote inorganique dissous est essentiellement d'origine agricole : il proviendrait à hauteur de 21 % des engrais, 18 % des effluents d'élevage et 15 % de la fixation symbiotique d'azote dans les agrosystèmes. L'Europe se distingue par une part très élevée (maximum mondial) des flux d'azote sous forme inorganique dissoute caractéristique de sources agricoles (Seitzinger et al, 2006 ; Howarth et al, 1996 ; 2008). Les flux de phosphore inorganique dissous y sont aussi particulièrement élevés.

Avec le développement économique, les sources ponctuelles (surtout urbaines) ont été de mieux en mieux maîtrisées, par opposition aux sources diffuses d'origine agricole plus difficiles à maîtriser d'où une augmentation de la part relative liée à l'activité agricole par rapport à la part urbaine (Howarth et al, 1996 ; Whithers et al., 2014). Pour le phosphore, on peut souligner la forte réduction « historique » des flux en Europe, du fait de la généralisation et l'amélioration du traitement des eaux et de la suppression des phosphates dans les détergents. Par opposition, après une phase d'augmentation on observe une certaine stagnation des flux d'azote.

S'il y a eu une probable diminution des flux de NO<sub>x</sub> d'origine industrielle dans les pays industriels, les dépôts atmosphériques d'ammoniac restent une contribution importante, dont une partie d'origine animale (Howarth et al, 1996). Les dépôts de N consécutifs à l'usage de combustibles fossiles peuvent être localement importants. Les dépôts atmosphériques représentent ainsi entre 4 à 35 % de l'entrant total d'azote dans des estuaires (Howarth, 2008).

Sur la base de modèles les plus récents déployés à l'échelle mondiale (Beusen et al., 2016), la contribution de l'agriculture aux flux sortants à la mer serait passée, au cours du xx<sup>e</sup> siècle, de 20 % à 50 % pour l'azote (de 6 à 33 Tg N/an), et de 35 % à 55 % (de 2 à 5 Tg N/an) pour le phosphore (Figure 5.1). Les sources naturelles apparaissent relativement plus faibles, et proportionnellement en diminution, passant pour l'azote, de 74 à 34 % du N total émis, et de 62 to 32 % du P émis.

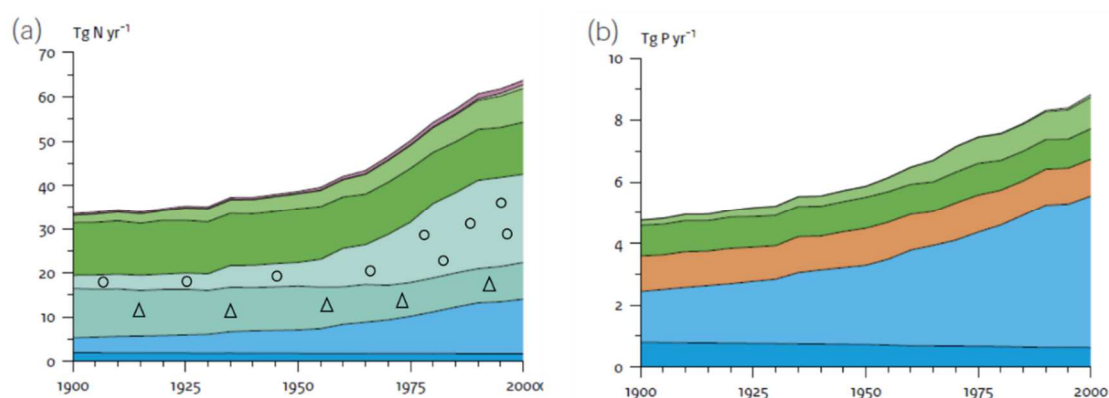


Figure 5.1. Évolution sur 100 ans des sources des apports d'azote (a) et de phosphore (b) aux flux de surface sortant à la mer, à l'échelle globale. En mauve : dépôt atmosphérique ; en vert très clair : aquaculture ; en vert clair : eaux usées ; en vert foncé : végétation des zones inondables ; cercles : eaux souterraines (agriculture) ; triangles : eaux souterraines (naturelles) ; en bleu clair : ruissellement de surface (agriculture) ; en bleu foncé : ruissellement de surface (naturelle) ; en orange : altération de la roche. Source : Beusen et al., 2016.

L'agriculture apparaît comme la source dominante de nutriments pour les eaux de surface. De 1900 à 2000, sa contribution représente de 6 (19 % du total) à 33 Tg N/an (51 % of total) et de 2 (35 % du total) à 5 Tg P/an (56 % du total). Ce travail de modélisation à l'échelle mondiale souligne l'importance de l'héritage dans les flux émis, par la contribution de la nappe (pour l'azote) et des sols (pour le phosphore). Le modèle indique un accroissement du rapport moléculaire N:P au cours des dernières décennies, en lien avec la stagnation de la fertilisation du phosphore et de l'augmentation toujours présente de la fertilisation azotée. Les travaux sur les rivières européennes confirment cette conclusion (Grizzetti et al., 2012).

### 5.2.2. Au niveau France et Europe

Le même exercice fait à l'échelle nationale par des modèles très similaires, cette fois sur les têtes de bassin versant (ordre de Strahler 2 à 4) et sur la période récente de 2007-2011, indique une rétention apparente dans les têtes de bassins versants de 53 (± 24) % pour l'azote, contre 95 (± 29) % pour le phosphore (Dupas et al, 2015). En deçà d'un usage des sols dédiés à l'agriculture, de l'ordre de 60%, les émissions de N restent faibles, inférieures à 10 kg N/ha/an, fortes mais aussi très variables au-delà. Ces données (figure 5.2) indiquent également l'absence de relation simple entre les surplus et les flux d'azote, et plus encore pour ceux de phosphore, où la nature, la gestion des surplus, et surtout la connectivité des surfaces aux cours d'eau jouent un rôle important. Les sources agricoles diffuses (par opposition aux rejets ponctuels issus des stations de traitement), représentent de l'ordre de 97% pour l'azote (12.4 ± 7.1 kg N /ha/an), de 46% pour le phosphore (0.31 ± 0.14 kg P /ha/an).

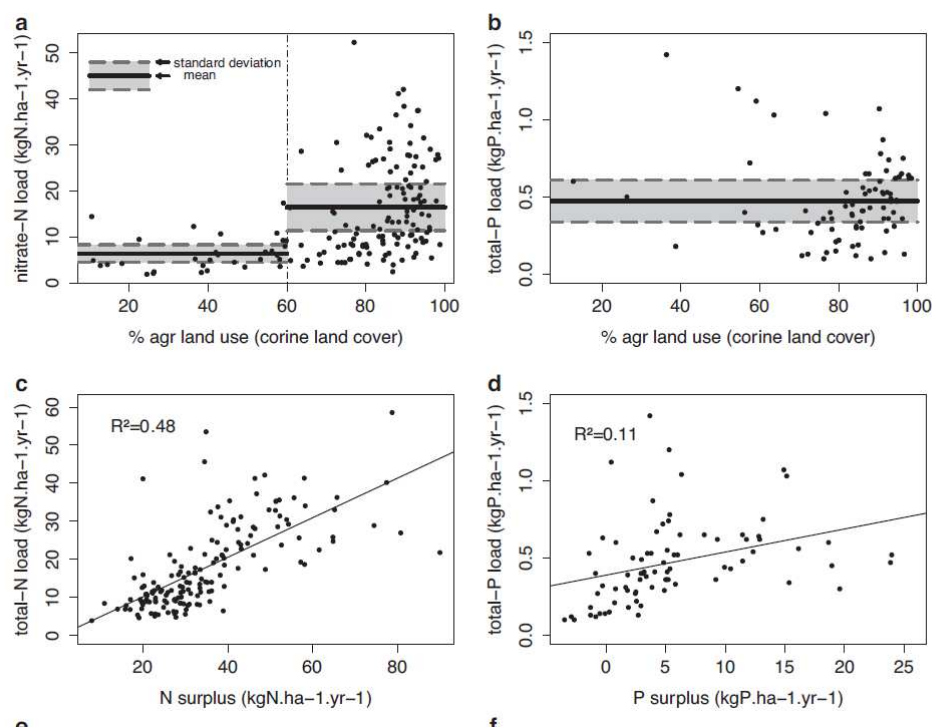


Figure 5.2. Relation entre flux et surplus, sur 160 bassins versants français (têtes de bassin versant). Lien avec l'usage agricole des sols. Période 2011-2015. (Dupas et al., 2015).

Une synthèse faite dans les pays d'Europe de l'Ouest indique des tendances similaires. Les ratios des flux sortants vers les eaux sur flux entrants sont de 37 à 82 % pour l'azote, soit une rétention apparente très variable de 18 à 63%, et de 27 à 38 % pour le phosphore, soit une rétention apparente de 62 à 73% (Isermann, 1990).

Les bassins versants de la Seine et de l'Escaut ont été abondamment étudiés pour leurs bilans en azote et en phosphore. Depuis les années 1980, la pollution en phosphore y a fortement diminué, au contraire de la pollution azotée (Billen et al., 2007 ; Passy et al, 2013). Les facteurs déterminants des pollutions azotées et phosphorées sont l'agriculture (surtout pour l'azote : de l'ordre de 80 %), la forte densité de population et le traitement incomplet des effluents urbains (Passy et al, 2013). L'amélioration et la généralisation du traitement des eaux usées urbaines et l'interdiction des phosphates dans les lessives sont les principales causes de la baisse de la pollution phosphorée. Les flux de phosphore à l'exutoire de la Seine ont été divisés par trois depuis 1984, mais sans quasiment de réduction des flux d'azote. Ce déséquilibre N/P conduit à des proliférations algales toxiques (Nemery et al, 2005 ; Garnier et al, 2013). Des travaux similaires ont aussi été réalisés sur la Loire (Minaudo et al., 2015).

### 5.2.3. Cycle de l'azote

Les travaux sur le cycle de l'azote sont très nombreux et ont été récemment synthétisés dans l'ouvrage « The european nitrogen assessment » (Sutton et al., 2011). L'introduction massive d'azote sur les surfaces continentales est liée à la découverte du procédé Haber-Bosch de synthèse de l'azote en 1909, qui a permis la fabrication industrielle des fertilisants azotés pour l'agriculture, auquel il convient d'ajouter l'utilisation de combustibles fossiles (Figure 5.3). Ces deux types d'apports sont largement dominants, en particulier dans le nord de l'Europe et aux États-Unis, en lien avec la fertilisation des cultures et l'alimentation humaine et animale (McLaughan et al., 2013). A l'échelle européenne, au cours des 100 dernières années la production de biomasse a été multipliée par quatre, alors que pendant le même temps les « fuites » vers l'atmosphère et l'océan ont été multiplié par trois (Figure 5.4).



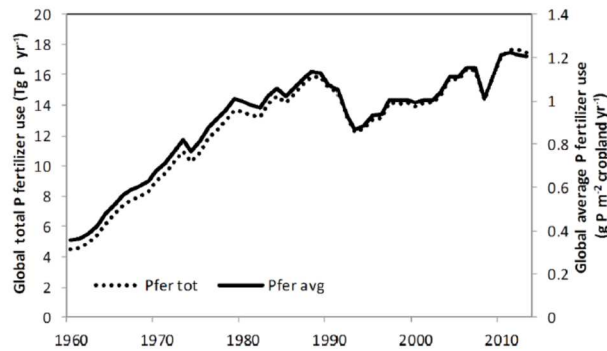


Figure 5.5. Évolution à l'échelle mondiale de l'utilisation de phosphore sous forme de fertilisant, en termes de quantité totale (en pointillé) et de taux moyen par unité de surface des terres cultivées par an (en trait plein). Source : Lu & Tian 2017.

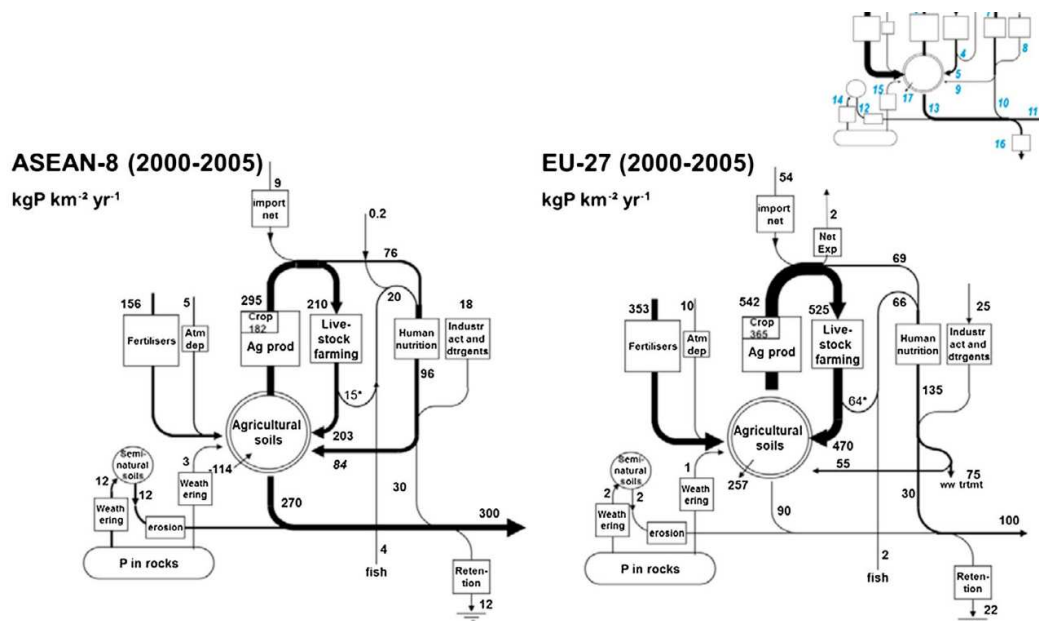


Figure 5.6. Flux de P pour les hydrosystèmes de l'Asie du Sud-Est (ASEAN) et de l'Europe (UE). Source : Garnier et al. 2015.

De cette partie on retiendra :

- une phase d'augmentation des flux de N et P, liée à l'intensification de l'agriculture et à l'urbanisation, avec des trajectoires assez variées selon la taille, l'usage des sols, la connectivité des flux. Cette phase d'augmentation est suivie, notamment dans les pays industrialisés, d'une diminution assez nette des flux de phosphore s'opérant sur quelques décennies, en lien avec le traitement des eaux, mais peu visible sur l'azote, ces deux évolutions entraînant des déséquilibres des ratio N :P. La relative diminution des sources ponctuelles (notamment sur P), et dans des situations où elles dominaient (urbanisation), fait porter l'attention sur les sources diffuses, tant sur P que sur N. On note le peu d'analyse intégrative des évolutions (N et P, prenant en compte le continuum terre-mer).
- Le lien entre usage du sol, systèmes agricoles et flux n'est pas simple, que ce soit en prenant en compte les entrées, ou même les surplus en agriculture. Ce lien est mis en exergue dans quelques situations qui correspondent à des évolutions très marquées (afforestation, traitement des effluents, ...). La difficulté de faire ce lien est dû au fait qu'il existe des processus de rétention et que des stocks se sont constitués dans l'environnement. Il est aussi dû au fait que les évolutions lentes des entrées sont masquées par les variations climatiques et des processus biogéochimiques en interaction. Toute évolution doit donc s'établir sur au moins plusieurs décennies.

### 5.3. Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Quel que soit l'écosystème aquatique concerné, le compartiment des producteurs primaires, c'est-à-dire le compartiment des organismes produisant leur propre matière organique, est toujours le premier impacté lors des processus d'eutrophisation. Des réactions en chaîne s'ensuivent au sein des autres compartiments biologiques avec des conséquences sur les cycles biogéochimiques, les dynamiques des communautés biologiques et finalement l'évolution de l'écosystème aquatique dans son ensemble.

Cette partie détaille dans un premier temps la dynamique des nutriments dans les milieux aquatiques, les mécanismes de la production et de la minéralisation de la matière organique. Dans un second temps, elle examine les autres facteurs qui influencent ce fonctionnement et contrôlent ainsi l'eutrophisation.

#### 5.3.1. Dynamique des nutriments dans les milieux aquatiques

**Pascal Claquin**

Université de Caen-Normandie, UMR BOREA

**Pierre Anschutz**

Université de Bordeaux, UMR EPOC

L'assimilation des sels nutritifs a lieu lors de la production biologique (transformation du carbone inorganique en carbone organique) et leur minéralisation (transformation du carbone organique en carbone inorganique) lors de la respiration. L'eutrophisation se produit quand les conditions nécessaires à la production biologique sont amplifiées, conduisant à une augmentation de la production biologique (vitesse et maximum). Une des conséquences de l'eutrophisation est une augmentation concomitante des processus de minéralisation, et donc une augmentation des réactions de respiration, qui peut mener à des conditions anoxiques dans la colonne d'eau.

##### 5.3.1.1. Production primaire

La photosynthèse est un processus biologique qui converti l'énergie lumineuse en énergie chimique stockée sous forme de carbone organique. Cette production de carbone organique par les organismes photosynthétiques est appelée, production primaire de carbone (Falkowski & Raven 2007). A côté de la lumière et de la photosynthèse, la chimiosynthèse issue de l'oxydation de molécule inorganique (sulfure d'hydrogène ou méthane) relève d'une autre forme de production primaire (non oxygénique) que nous ne traitons pas dans ce chapitre.

La production primaire nette de la planète est estimée à  $1017 \text{ g.C.an}^{-1}$  avec  $56,4 \cdot 10^{15}$  et  $48,3 \cdot 10^{15} \text{ g.C.an}^{-1}$  respectivement pour les écosystèmes terrestres et marin (Field et al, 1998 ; Geider et al 2011, Figure 5.7).



Marine	PPN	Terrestre	PPN
Domaine tropical et subtropical	13	Forêts tropicales	17.8
Domaine tempéré	16.3	Forêts d'arbres à feuilles caduques	1.5
Domaine polaire	6.4	Forêts mixtes	3.1
Domaine côtier	10.7	Forêts de conifères	1.4
Marais saumâtres, estuaires et macrophytes	1.2	Savanes	16.8
Récifs coralliens	0.7	Prairies	2.4
		Steppes	1
		Toundra	0.8
		Désert	0.5
		Cultures	8
<b>Total</b>	<b>48.3</b>		<b>56.4</b>

Figure 5.7 : Production annuelle primaire nette (PPN) des principaux écosystèmes mondiaux. Les données sont exprimées en pentagramme de carbone (1Pg = 1015g). D'après Geider et al. (2001).

#### 5.3.1.1.1. Compartiment des producteurs primaires

La production primaire aquatique est supportée par des organismes variés, cyanobactéries, microalgues et macroalgues (pélagiques et benthiques), embryophytes (bryophytes, angiospermes etc.) qui présentent une très grande diversité phylogénétique bien qu'étant tous des photoautotrophes oxygéniques. Cette diversité phylogénétique s'explique par les endosymbioses successives (primaire, secondaire, tertiaire) (Fig. 5.8) qui ont permis l'acquisition de chloroplastes dans de nombreux phylums d'eucaryotes ; les chloroplastes primaires ayant pour origine une cyanobactérie endosymbiotique transformée.

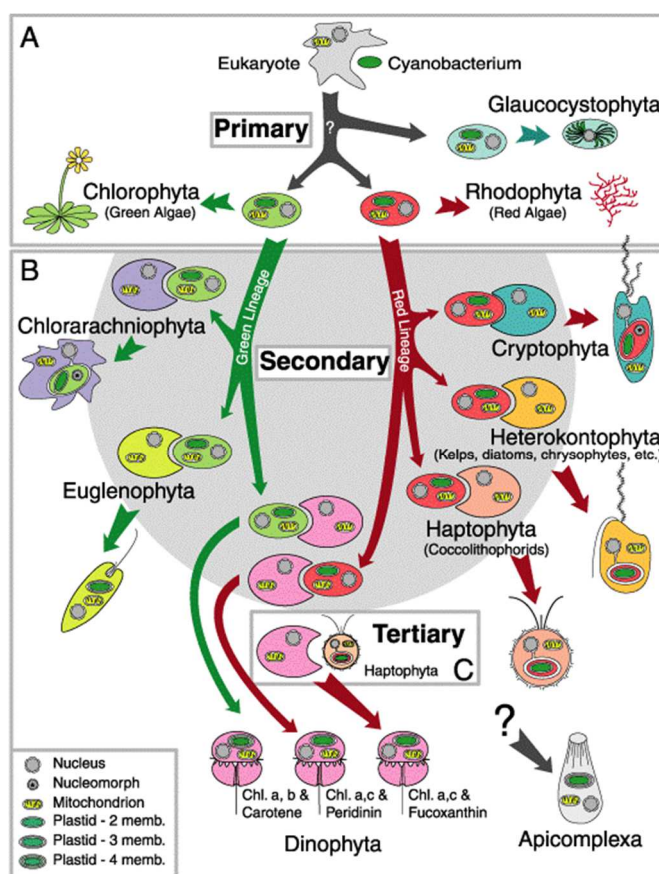


Fig 5.8. Schémas des endosymbioses successives expliquant la diversité des eucaryotes photoautotrophes.



Deux grandes lignées sont apparues à l'issue de l'endosymbiose primaire, la lignée verte et la lignée rouge. La lignée verte (Chlorobiontes) à l'origine des algues vertes (Chlorophytes + Charales) et des végétaux supérieurs (Embryophytes) qui ont colonisé le milieu terrestre. La lignée rouge est quant à elle restée cantonnée dans les milieux aquatiques. Les endosymbioses secondaires ont permis l'apparition d'une diversité importante d'organismes photosynthétiques en particulier à partir de la lignée rouge (Fig 5.9). On peut citer les Straménopiles (algues brunes, diatomées etc), les Haptophytes, les Cryptophytes ou encore les Dinophytes. Point particulier concernant les Dinophytes : elles sont issues d'endosymbioses secondaires ou tertiaires et deux espèces du genre *Lepidodinium* ont un plaste ayant la lignée verte pour origine. Un article de Paul Falkowski (2004) intitulé « Why is land green and the ocean red ? » expose parfaitement cette dichotomie entre le monde aquatique et terrestre. Ce rappel phylogénétique est fondamental pour appréhender la diversité biologique, physiologique et métabolique des organismes photosynthétiques aquatiques. Cette diversité permet notamment d'expliquer la très grande plasticité physiologique que l'on peut observer chez les microalgues en particulier leurs facultés d'acclimatation ainsi que la spécificité de métabolites primaires et secondaires présents chez ces organismes, dont la synthèse de certaines toxines.

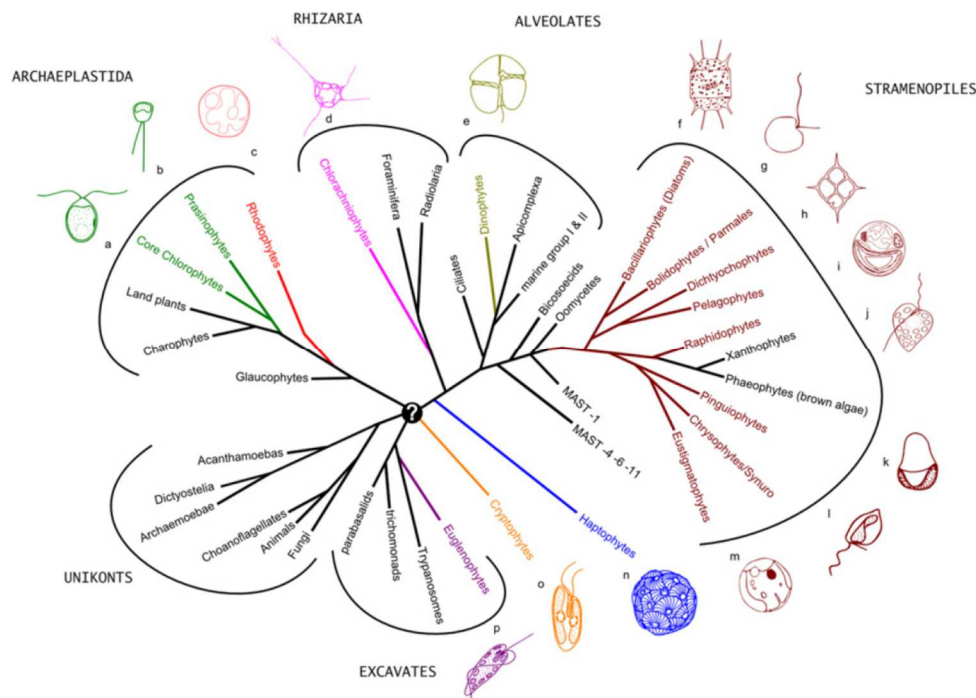


Fig. 5.9. Arbre phylogénétique représentant la distribution des taxa de microalgues au sein des lignées eucaryotes.. (a) Chlorophyceae, (b) *Pseudoscurfieldia* sp., (c) *Porphyridium cruentum*, (d) *Gymnochloro dimorpha*, (e) Dinoflagellates, (f) *Odontella* sp., (g) *Bolidomonas pacifica*, (h) *Dictyocha* sp., (i) *Aureococcus anophagefferens*, (j) *Heterosigma akashiwa*, (k) *Pinguiochrysis pyriformis*, (l) *Ochromonas* sp., (m) *Nannochloropsis salina*, (n) *Calcidiscus* sp., (o) *Cryptomonas* sp., (p) *Euglenids*. Le symbole "?" indique que l'arbre n'est pas enraciné (d'après Not et al. 2012).

Outre cette diversité phylogénétique présente chez les microalgues, ces organismes se caractérisent par une grande diversité de taille (Finkel et al. 2010). Les variations de taille des cellules à l'échelle des communautés en fonction des contraintes environnementales constituent un élément clé dans le transfert trophique de la production primaire et l'exportation de carbone dans les océans (Finkel et al. 2010).

#### 5.3.1.1.1. *Nutriments : carburant de la production primaire*

Au-delà des différences, le caractère photoautotrophe de ces organismes leur impose un certain nombre de besoins globalement identiques. Les organismes photosynthétiques ont besoin pour leur croissance de lumière, et de nutriments. Le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium le magnésium, le phosphore et le soufre sont des macronutriments considérés comme essentiels chez les végétaux au sens large du terme. Un macronutriment est défini comme tel lorsque sa concentration est supérieure à 0,1% du poids sec de l'organisme. Des micronutriments, tels que le fer, le bore, le manganèse, le zinc, le cuivre, le nickel, le chlore, le molybdène sont également essentiels (Raven et al 2007).

Chez les algues, C, H, O, N, P, Mg, Cu, Mn, Zn, Mo et le Fe sont considérés comme étant essentiels pour tous les phylums. S, K, et Ca sont nécessaires pour toutes les algues mais peuvent être partiellement remplacés par d'autres éléments. Enfin, Na, Co, Se, Si, Cl, B et I sont essentiels seulement pour certaines algues. Par exemple, le silicium est indispensable pour les diatomées.

La stœchiométrie des éléments essentiels du phytoplancton suit à l'échelle globale les rapports dit de Redfield. Redfield et ses collaborateurs ont mis en évidence dès 1934 qu'il existait un rapport relativement constant entre l'azote, le phosphore l'oxygène et le carbone dans les océans et dans le plancton. Ces rapports résultent des équilibres entre les grands cycles biogéochimiques. Les rapports de Redfield représentent ainsi en première approximation la composition de la matière organique océanique. Les valeurs admises à l'heure actuelle sont :  $O/C/N/P = 172/106/16/1$ , ce qui signifie que pour un atome de phosphore utilisé lors de la photosynthèse, 16 atomes d'azote et 106 atomes de carbone sont consommés alors que 172 atomes d'oxygène sont produits (Redfield 1958). En 1985, Brzezinski a complété ces rapports en y ajoutant la silice, élément indispensable à la croissance des diatomées,  $C:Si:N:P = 106:15:16:1$  (Brzezinski 1985). En 2004, Klausmeier et al. (2004) ont montré, en estimant les rapports optimaux pour la croissance, que les rapports N/P pouvaient varier de 8,2 à 45 en fonction des conditions environnementales et que le rapport de Redfield N/P de 16 n'était pas un optimum biochimique universel, mais qu'il résultait de la moyenne spécifique des espèces des rapports N/P (Geider and La Roche 2002). Dans les lacs, ces rapports sont moins homogènes qu'à l'échelle de l'océan global, les rapports C/N, C/P et N/P sont plus élevés que les rapports de Redfield (Hecky et al. 1993). La composition élémentaire va ainsi varier en fonction des grands groupes phytoplanctoniques et des contraintes environnementales (Fig. 5.10) (Geider and La Roche ; 2002 Finkel et al. 2010).

Taxonomic group	Volume ( $\mu\text{m}^3$ )	Elemental stoichiometry			
		C:P (mol:mol)	C:N (mol:mol)	N:P (mol:mol)	Fe:P (mmol:mol)
Cyanobacteria					
<i>Prochlorococcus</i> sp.	$10^0$	105 <sup>a</sup> 121 – 215 <sup>b</sup>	6.2 <sup>a</sup> 5.7 – 9.9 <sup>b</sup>	17 <sup>a</sup> 15.9 – 24.4 <sup>b</sup>	
<i>Synechococcus</i> sp.	$10^0$	110 <sup>a</sup> 113 – 165 <sup>b</sup>	5.8 <sup>a</sup> 5 – 10 <sup>b</sup>	19 <sup>a</sup> 13.3 – 33.2 <sup>b</sup>	15 (11%) <sup>c</sup>
Nitrogen-fixing cyanobacteria					
<i>Cyanothece</i> sp.	$10^0$		8.6 <sup>d</sup> 5.9 – 11.37 <sup>d</sup>		6 – 271 <sup>d</sup>
<i>Trichodesmium</i> sp.	$10^{11}$	262 (11%) <sup>c</sup> 290 <sup>e</sup>	7.8 (1.1%) <sup>c</sup> 5.5 <sup>e</sup>	49 (13%) <sup>c</sup> 53 <sup>e</sup>	48 (54%) <sup>c</sup>
In the field Various [Fe]					0.8 – 22 <sup>d</sup>
Green algae					
<i>Chlorophytes</i>	$10^1 - 10^4$	197 (3.5%) <sup>f</sup> 28 – 50 <sup>g</sup>	8.5 (1.2%) <sup>f</sup> 5.1 – 7.4 <sup>g</sup>	26 (10%) <sup>f</sup> 5.3 – 6.8 <sup>g</sup>	11 (12.7%) <sup>f</sup>
Haptophytes	$10^1 - 10^4$	63 (10%) <sup>f</sup> 44 – 128 <sup>g</sup>	8.4 (0.2%) <sup>f</sup> 5.2 – 7.9 <sup>g</sup>	7.2 (22%) <sup>f</sup> 5.6 – 18 <sup>g</sup>	2 (8.1%) <sup>f</sup>
Diatoms	$10^2 - 10^{13}$	56 (11%) <sup>f</sup> 35 – 110 <sup>g</sup>	8.4 (1.3%) <sup>f</sup> 5.1 – 9.0 <sup>g</sup>	8.0 (20%) <sup>f</sup> 4.9 – 17 <sup>g</sup>	1.2 (22%) <sup>f</sup>
Dinoflagellates	$10^2 - 10^8$		6.2 – 13.3 <sup>h</sup>		
<i>HAB species</i>		130 (5.5%) <sup>f</sup> 36 – 166 <sup>g</sup> ~ 105 – 135 <sup>i</sup>	8.1 (2.3%) <sup>f</sup> 5 – 11.3 <sup>g</sup> ~ 7 – 7.5 <sup>i</sup>	9.5 (33%) <sup>f</sup> 5.5 – 23 <sup>g</sup> ~ 16 – 18 <sup>i</sup>	2.6 (10.5%) <sup>f</sup>

Residual variability is due to differences in growth conditions and finer scale taxonomic variation.

<sup>a</sup>Fu *et al.* (2007).  
<sup>b</sup>Bertilsson *et al.* (2003).  
<sup>c</sup>Quigg *et al.* (in preparation).  
<sup>d</sup>Berman-Frank *et al.* (2007).  
<sup>e</sup>White *et al.* (2006).  
<sup>f</sup>Quigg *et al.* (2003), excluding *Gymnodinium chlorophorum*.  
<sup>g</sup>Leonardos and Geider (2004).  
<sup>h</sup>Brzezinski (1985).  
<sup>i</sup>Fu *et al.* (2008).

Fig. 5.10 : Différences taxinomiques de la stœchiométrie élémentaire du phytoplancton d'après Finkel *et al.* 2010.

### Concept de limitation

La loi du minimum fut développée par l'agronome von Liebig (Loi du minimum de Liebig) dans les années 1840 : « Growth of plant is depend on the minimum amount foodstuff presented ». Cette loi initialement appliquée aux végétaux supérieurs énonce que l'élément limitant est : l'élément présent à la plus faible teneur qui en fonction des besoins de la plante limitera sa croissance, si tous les autres facteurs sont optimaux. Ainsi le rendement d'une culture est limité par cet élément limitant dont l'apport, sous forme d'engrais minéral, permet d'accroître les rendements (N, P, K etc). Cette loi a ensuite été complétée par Liebscher à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle qui a mis en évidence l'importance de respecter des rapports optimaux entre les éléments pour optimiser la croissance (Loi de l'optimum). Ces travaux sont à la base de l'agronomie moderne et de l'agriculture intensive développée au XX<sup>ème</sup> siècle et sont très fréquemment généralisés au fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Cependant les phénomènes de co-limitations, de synergies et d'interactions entre les éléments en particulier le N et le P sont très présents chez les producteurs primaires terrestres et marins (Elser *et al.* 2007, Harpole *et al.* 2011). Harpole *et al.* (2011) ont montré que dans plus d'un quart de 641 études menées sur des producteurs primaires terrestres et aquatiques (dulçaquicoles et marins), l'augmentation de la biomasse répondait uniquement à un effet combiné d'une addition de N et de P ou des deux, ajoutés séparément. Ces co-limitations ont des implications importantes pour comprendre les effets des apports de sels nutritifs sur la croissance des producteurs primaires, en particulier dans le contexte de l'eutrophisation. La seule application des concepts de Liebig ne permet pas d'appréhender ces mécanismes complexes. Ainsi considérer que la fixation de N par les cyanobactéries diazotrophes empêche l'apparition de limitation en azote pour le phytoplancton dulçaquicole et donc que P reste la principale source d'eutrophisation (Schindler *et al.* 2008) ne prend pas en compte cette notion de co-limitation. En appliquant ce paradigme de co-limitation (Davidson and Howarth 2007, fig 5.11), il a été montré que l'utilisation de la loi de Liebig appliquée à des communautés était remise en question et que son utilisation dans des modèles écosystémiques n'était pas pertinente (Danger *et al.* 2008). Il convient donc d'appréhender le P et le N (Conley *et al.* 2009) ainsi que leurs interactions avec les autres métabolismes, en particulier avec celui du carbone ou celui du silicium dans les zones côtières (Fisher *et al.* 1992, Conley *et al.* 1993) et ce en fonction des conditions environnementales (Flynn *et al.* 2015).

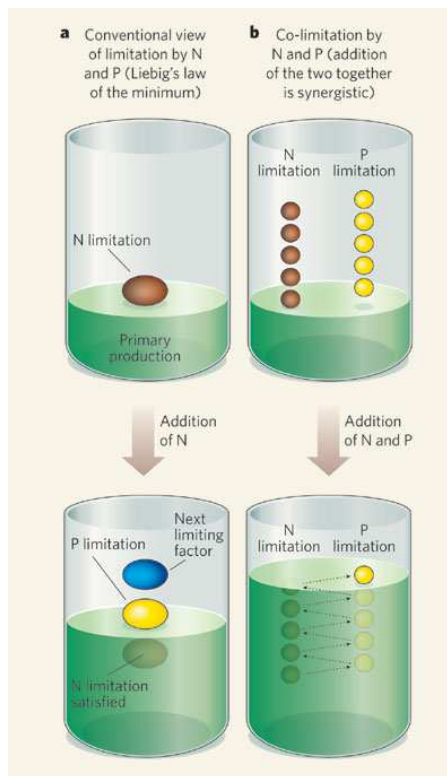


Fig. 5.11. Nutriments et production primaire. A, Vue conventionnelle de la loi de Liebig du minimum. Ici, après l'ajout d'azote (N), N n'est plus limitant, la production augmente jusqu'à la limitation par le phosphore (P) puis par tout autre facteur limitant. B, Une modification de la loi du minimum, basée sur une interprétation de la synthèse par Elser et al.2007. Ils supposent que les apports et la demande de N et P sont généralement proches de l'équilibre, donc qu'une addition progressive de l'un entraîne une légère limitation de l'autre. La réduction progressive de chaque limitation produit un effet synergique lorsque les deux nutriments sont ajoutés ensemble. D'après Davidson and Howarth 2007.

#### Incorporation des éléments nutritifs

La cinétique d'incorporation des éléments nutritifs dépend du mécanisme d'incorporation impliqué (passif, actif, facilité). Dans le cas d'un transport passif, le taux de transport de l'élément sera directement proportionnel au gradient électrochimique (en fonction des concentrations extérieure et interne). Pour la diffusion facilitée et le transport actif, une saturation des transporteurs membranaires du substrat « S » se produit avec l'augmentation de la concentration externe du substrat. Dans ce cas, la relation entre l'incorporation et la concentration externe du substrat suit généralement une fonction hyperbolique rectangulaire équivalente à l'équation de Michaelis-Menten (Figure 5.12) appliquée pour les cinétiques enzymatiques.

$$V = \frac{V_{max} [S]}{K_s + [S]}$$

Avec  $V$  le taux d'incorporation instantané,  $V_{max}$  le taux maximal d'incorporation à une concentration saturante en substrat,  $[S]$  la concentration du substrat et  $K_s$  la constante de demi-saturation (affinité). Plus la valeur du  $K_s$  sera faible, plus l'affinité pour le substrat, c'est à dire le nutriment, sera forte. Il peut y avoir des variations considérables des valeurs de  $K_s$  et  $V_{max}$  entre les espèces, ce qui permet d'expliquer en partie la compétition entre les espèces et le développement massif de certaines espèces par rapport à d'autres.

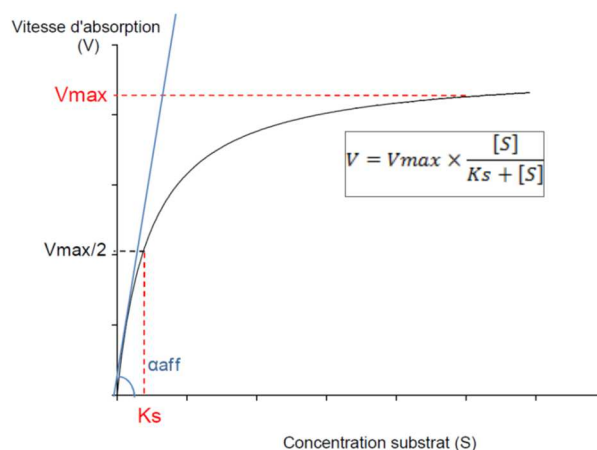


Fig. 5.12. Exemple de cinétique de type Michaelis Menten, où V est le taux d'absorption du nutriment, [S] la concentration en nutriment du milieu extérieur Vmax : le taux d'absorption à saturation, Ks : la constante de demi-saturation (concentration en nutriment pour V = . Vmax) et aaff : le coefficient d'affinité (ou efficacité) = Vmax/Ks.

Les valeurs les plus fortes de Ks et Vmax sont mesurées en zones eutrophes et les valeurs les plus faibles en zones oligotrophes ce qui traduit une adaptation des espèces à leur environnement. Des facteurs 10 peuvent être mesurés entre ces paramètres pour des espèces océaniques ou côtières (Garside 1985). Pour les microalgues de manière générale, on considère que les espèces de grande taille ont un Ks élevé (faible affinité) et que les communautés océaniques ont des Ks faibles. Pour une même espèce, il peut y avoir différents écotypes (différents Ks). Cependant, d'autres stratégies ont été décrites avec notamment l'utilisation de réserves dans les vacuoles qui permet à de grosses cellules d'être compétitives dans un système oligotrophe soumis à des pulses de nutriments. Leur fort Vmax va permettre à ces cellules d'incorporer et de stocker de grandes quantités de nutriments lors de leurs apports ponctuels (Harrison et al 1990, Falkowski & Raven 1997).

Plusieurs types d'incorporation des nutriments peuvent être impliqués. Par exemple, chez la diatomée *Skeletonema costatum*, il a été montré une incorporation biphasique des nitrates (transport actif + diffusion) (Figure 5.13).

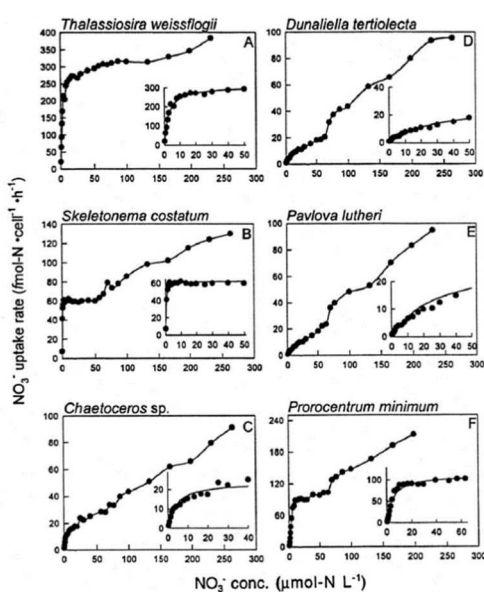


Fig. 5.13. Exemple de cinétiques multiphasiques d'absorption du nitrate. Source :

Le  $K_s$  est traditionnellement utilisée comme indicateur de l'affinité de l'espèce pour un nutriment, quand celui-ci est limitant dans le milieu. En effet, de nombreuses investigations ont pu démontrer que les différences interspécifiques de ces paramètres peuvent être utilisées pour expliquer les mécanismes possibles de successions saisonnières, de la dominance et la coexistence des espèces dans la communauté phytoplanctonique (Eppley *et al.* 1969, Nelson & Brzezinski 1990). Dans un environnement variable comme les écosystèmes côtiers, une espèce ayant un fort  $V_{max}$  pourra alors être favorisée car elle peut assimiler plus rapidement le nutriment quand celui-ci devient saturant dans le milieu. Mais également, l'espèce au plus faible  $K_s$  sera favorisée en cas de compétition quand le nutriment est limitant dans le milieu. Cependant, le seul examen du  $K_s$  ou du  $V_{max}$  ne suffit pas pour déterminer la dominance d'une espèce par rapport à une autre. Les deux valeurs doivent être combinées pour déterminer le coefficient d'affinité  $\alpha_{aff}$ , correspondant au rapport  $V_{max}/K_s$  qui est proportionnel à la pente initiale de la courbe (Healey 1980).  $\alpha_{aff}$  permet de déterminer l'espèce qui aura la meilleure efficacité d'absorption aux concentrations sous saturantes. La relation michaelienne appliquée aux cinétiques d'absorption est à mettre en parallèle à celle reliant le taux de croissance algale à la concentration en substrat dans le milieu. Ce modèle est appelé modèle de Monod (1949) ou « à un compartiment », car il est établi sur la simple relation entre la ressource externe et le taux de croissance. Initialement développé chez les bactéries par Monod, ce modèle a été transposé au phytoplancton (Dugdale *et al.* 1967, Dugdale & Goering 1967). Toutefois, la croissance algale dépend également des pools internes en nutriments. L'incapacité du modèle de Monod à prendre en considération cette caractéristique physiologique des espèces dans la dynamique de croissance a mené au développement du modèle de Droop, ou modèle à deux compartiments (1974), décrivant la relation entre la croissance algale et la concentration du pool interne en élément limitant, le quota cellulaire ( $Q$ ). La notion de quota minimum ( $Q_{min}$ ) a alors été introduite. Elle correspond au seuil de réserve intracellulaire en dessous duquel la cellule perd totalement ses capacités de croissance. Les quotas cellulaires fournissent une indication des capacités de réserve mais également des besoins en nutriment que présente chaque espèce. Associés aux paramètres cinétiques, ils constituent des éléments d'information majeurs sur les processus de compétitions pour les sels nutritifs. Le modèle de Droop permet de mieux appréhender la compétition des espèces vis-à-vis des nutriments en considérant l'existence de réserve. Ainsi, la croissance n'est pas directement dépendante de la concentration du substrat dans le milieu mais elle est dépendante du quota cellulaire du substrat. La croissance sera ainsi possible jusqu'à ce que le quota cellulaire atteigne une valeur minimale seuil. En comparant ce modèle entre espèces, il permet entre autre de déterminer l'avantage physiologique d'une espèce sur l'autre, pouvant finalement aboutir à sa dominance.

L'absorption des éléments nutritifs chez les macroalgues suit également une relation de type Michaelis-Menten et dépend également de multiples facteurs physiques tels que la lumière, la température, les courants et la dessiccation (Dudley *et al.* 2010 ; Kim *et al.* 2013), ainsi que de facteurs biologiques propres aux espèces, tels que leur morphologie, leur métabolisme et leur « passé nutritionnel » (Rosenberg & Ramus, 1984 ; Pedersen, 1994 ; Neori *et al.* 2004). La morphologie de l'algue est généralement caractérisée par le rapport entre la surface du thalle et son volume. Une augmentation de ce rapport conduit généralement à une amélioration de l'absorption en azote de l'algue (DeBoer & Whoriskey, 1983). Par exemple, les espèces dites éphémères comme *Porphyra sp.* et *Ulva sp.* que l'on trouve sur les côtes de la Manche et de l'Atlantique sont deux espèces composées d'un thalle simple de forme foliacée avec respectivement une à deux couches de cellules. Leurs thalles se caractérisent ainsi par un rapport surface : volume important. Ces espèces éphémères présentent une croissance rapide et un métabolisme élevé (Rosenberg & Ramus, 1984 ; Pedersen *et al.* 2004). Cette capacité d'assimilation des nutriments et l'une des caractéristiques qui permet au genre *Ulva* d'avoir des proliférations massives (Jorgensen *et al.* 2010 ; Liu *et al.* 2013 ; Fan *et al.* 2014 ; Perrot *et al.* 2014).

L'ensemble de ces paramètres liés aux caractéristiques de croissance et d'incorporation des sels nutritifs est indispensable pour modéliser le développement des producteurs primaires pélagiques et benthiques.

#### Effet des sels nutritifs sur la photosynthèse/photoacclimatation

La croissance du phytoplancton et la productivité sont déterminées par la lumière, les sels nutritifs et la température. La combinaison de ses facteurs constitue l'environnement de croissance qui est très fortement variable spatialement et temporellement. Au-delà des mécanismes d'adaptations, le phytoplancton présente une très grande plasticité physiologique qui lui permet de s'acclimater aux variations rapides des écosystèmes aquatiques. Afin de maximiser la croissance, le phytoplancton, au travers des multiples phyla qui le compose, présente des mécanismes physiologiques lui permettant d'optimiser la photosynthèse (Behrendfeld et al. 2008) en fonction des contraintes environnementales. Les premières réactions de la photosynthèse en amont du cycle de Calvin- Benson consistent à produire de l'ATP et un pouvoir réducteur (NADPH). C'est notamment au niveau de ces premières étapes de la photosynthèse qu'une grande plasticité est observée. En fonction de la lumière et de la concentration en sels nutritifs notamment en azote, le phytoplancton sera plus ou moins capable de s'acclimater pour optimiser sa capacité photosynthétique. Classiquement, lorsque qu'il n'y a pas de limitation par les sels nutritifs, le phytoplancton va pouvoir s'acclimater aux variations de lumière. On parle alors de photoacclimatation. Les mécanismes de photoacclimatation, que nous ne décrirons pas ici, sont de différentes natures et se mettent en place à des échelles temporelles qui peuvent varier de la seconde à la journée (Raven & Geider, 2003). Le phytoplancton va notamment faire varier la quantité de pigment présent au niveau des photosystèmes. Au-delà de la chlorophylle *a* qui est le pigment universel de la photosynthèse, les pigments dit accessoires ou surnuméraires peuvent jouer un rôle dans la collecte d'énergie lumineuse ou dans la photoprotection. La photoacclimatation à « long terme », c'est à dire à l'échelle de plusieurs heures, concerne la structure et la composition des photosystèmes alors que la photoacclimatation à « court terme » (de la seconde à quelques minutes) est liée à l'activation du cycle des xanthophylles et aux autres différents mécanismes du quenching non-photochimique de la fluorescence (NPQ) (Brunet et al 2011). Les limitations en azote et en phosphore vont affecter les capacités de photoacclimatation du phytoplancton en affectant notamment la synthèse protéique, les phospholipides des membranes et les métabolismes énergétiques (Kolber et al, 1988 ; Young et Beardall, 2003 ; Geider et al., 1997, Guerrini et al., 2000, Lynn et al., 2000, Napoléon et al., 2013, Behrenfeld et al., 2004). La figure 5.14 tirée de Behrenfeld et al. (2004) résume comment la concentration en sels nutritifs influence la régulation des premières phases de la photosynthèse notamment en jouant sur les ratios NADPH (reductant) et ATP et les conséquences de ces régulations sur les métabolismes du carbone et de l'azote. Selon le schéma proposé dans cette figure (qui est le fruit d'une synthèse de nombreux travaux), l'efficacité de l'utilisation de la lumière par les pigments (à la longueur spécifique d'absorption des pigments) est plus élevée dans des conditions de forte intensité lumineuse et de forte concentration en sels nutritifs et est minimale sous faible lumière dans des conditions limitées en sels nutritifs. Dans les écosystèmes eutrophisés, riches en sels nutritifs, le phytoplancton et les algues de manière générale disposent ainsi des ressources nécessaires pour optimiser leur efficacité et leur capacité photosynthétique, ce qui explique les forts taux de croissance et l'accumulation de biomasse observés dans ces écosystèmes.



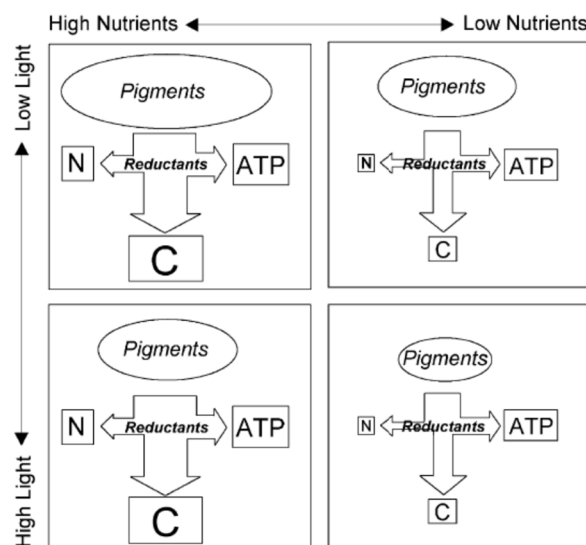


Fig 5.14. Conceptualisation de l'influence de la lumière et des nutriments sur l'efficacité de l'utilisation de la lumière par les pigments. Dans chaque cadre, le pool de pigments représente la capacité de collecte de la lumière pour l'ensemble des unités photosynthétiques, et il varie en parallèle avec la somme du pouvoir réducteur nécessaire à l'assimilation de l'azote (N), la fixation du carbone et la synthèse de l'ATP (ATP). Une augmentation de la lumière diminue les besoins de la cellule en pigment pour une demande de pouvoir réducteur donnée, ce qui augmente le rapport carbone/pigment. Une diminution des nutriments provoque une diminution du pouvoir réducteur pour les trois voies de synthèse mais la diminution de l'ATP est proportionnellement inférieure à la diminution du N ou du C. Source : Behrenfeld et al., 2004.

### 5.3.1.2. Dégradation de la matière organique

#### 5.3.1.2.1. Processus impliqués

La respiration est le principal moteur de la dégradation de la matière organique (MO) en milieu aquatique (d'autres processus, tel que la photo-dégradation, ne sont pas traités ici). La respiration, est une réaction d'oxydo-réduction qui se traduit par l'oxydation du carbone organique en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). L'oxydation de la MO nécessite un accepteur d'électron. L'utilisation préférentielle de l'accepteur d'électron qui produit la plus importante quantité d'énergie libre lors de la dégradation de la MO est un modèle bien établi en biogéochimie (Emerson et Hedges, 2003 ; Stumm et Morgan, 1996). Ceci explique la séquence verticale bien établie de réactions redox sous l'interface eau-sédiment ou dans une colonne d'eau stratifiée, ou encore la séquence temporelle des réactions redox dans un milieu aquatique riche en carbone organique qui devient confiné. La séquence de réactions d'oxydo-réductions débute par la réduction de l'oxygène, suivie par la réduction des nitrates, des oxydes de manganèse, des oxydes de fer, des sulfates puis du dioxyde de carbone (Froelich et al., 1979). Cette séquence est essentiellement documentée par les changements verticaux de la chimie des eaux interstitielles des sédiments et des environnements aquatiques stratifiés, marins ou lacustres. Ces processus respiratoires microbiens prévus par la thermodynamique ont été démontrés (Galloway et al., 2004; Jørgensen, 1982; Knowles, 1982 ; Lovley et Phillips, 1988). Cette séquence thermodynamique permet de définir la réaction la plus favorable pour minéraliser la matière organique. Les calculs thermodynamiques (Stumm et Morgan, 1996) montrent par exemple que l'énergie théoriquement dégagée pour une mole de carbone organique (représentée par  $\text{CH}_2\text{O}$ ) est de 479,7 kJ lorsque l'accepteur d'électron est l'oxygène à pH 7 (combinaisons des énergies des réactions 1 et 2, Tableau 5.2). Elle diminue pour atteindre 453,5 kJ quand l'accepteur d'électron est le nitrate réduit en di-azote ( $\text{N}_2$ ) à pH 7.. Lorsque le carbone organique est oxydé en  $\text{CO}_2$ , les autres composés de la matière organique sont minéralisés, en particulier l'azote et le phosphore organique qui sont transformés directement ou indirectement en ammonium et en phosphate dissous. In fine, la matière organique peut se conserver dans le milieu quand tous ces oxydants sont épuisés.



Tableau 5.2 : Demi-réactions d'oxydo-réduction leur énergie libre de réaction dans les conditions standards (25°C, 1 atm, activité des composés = 1, et donc, à pH=0) et recalculées pour une eau à pH = 7. Les énergies libres de formation des différents composés sont extraites de Wagmann et al (1982) et Stumm et Morgan (1996), en kJ/mol : e<sup>-</sup> = 0 ; H<sup>+</sup> = 0 ; H<sub>2</sub>O = -237,14 ; CO<sub>2</sub> = -394,37 ; CH<sub>2</sub>O = -151,76 ; O<sub>2</sub> = 0 ; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = -111,5 ; N<sub>2</sub> = 0 ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = -79,37 ; MnO<sub>2</sub> (pyrolusite) = -465,14 ; MnO(OH) = -557,7 ; Mn<sup>2+</sup> = -228 ; Fe(OH)<sub>3</sub> = -699 ; FeO(OH) (goethite) = -489,8 ; Fe<sup>2+</sup> = -91,84 ; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> = -744,46 ; H<sub>2</sub>S = -27,87 ; CH<sub>4</sub> = -50,79. Exemple de calcul de LogK pour la première réaction : LogK = -(ΔG°r)/RTln(10), avec R = 8.314 J/mol/K, T = 298°K et ΔG°r = 1/4(-152.23)+1/4(-237.18)-1/4(-394.37) = 1140 J/mol. CH<sub>2</sub>O représente le carbone organique. La valeur de l'énergie libre est 1/6 de celle du glucose.

Réaction	ΔG°r (kJ mol <sup>-1</sup> )	ΔGr à pH=7 (kJ mol <sup>-1</sup> )
<b>Oxydation</b>		
1) CH <sub>2</sub> O + H <sub>2</sub> O = CO <sub>2</sub> + 4 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup>	5,5	+165,2
<b>Réduction</b>		
2) O <sub>2</sub> + 4 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 2 H <sub>2</sub> O	-474,2	-314,5
3) 4/5 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + 24/5 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 2/5 N <sub>2</sub> + 12/5 H <sub>2</sub> O	-479,9	-288,3
4) 1/2 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + 5 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 1/2 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + 3/2 H <sub>2</sub> O	-339,6	-140,0
5) 2 MnO <sub>2</sub> + 8 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 2 Mn <sup>2+</sup> + 4 H <sub>2</sub> O	-474,3	-154,8
6) 4 MnO(OH) + 12 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 4 Mn <sup>2+</sup> + 8 H <sub>2</sub> O	-578,3	-99,1
7) 4 Fe(OH) <sub>3</sub> + 12 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 4 Fe <sup>2+</sup> + 12 H <sub>2</sub> O	-417,1	+62,2
8) 4 FeO(OH) + 12 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 4 Fe <sup>2+</sup> + 8 H <sub>2</sub> O	-305,3	+173,9
9) 1/2 SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> + 5 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 1/2 H <sub>2</sub> S + 2 H <sub>2</sub> O	-116,0	+83,7
10) 1/2 CO <sub>2</sub> + 4 H <sup>+</sup> + 4 e <sup>-</sup> = 1/2 CH <sub>4</sub> + H <sub>2</sub> O	-65,3	+94,4

De nombreuses études ont montré qu'il fallait apporter des nuances ces grands principes généraux gouvernés par la thermodynamique pour comprendre les mécanismes qui mènent à l'eutrophisation. En effet, ces réactions dégagent de l'énergie. Cette énergie est mise à profit par des micro-organismes. Les communautés bactériennes et les différentes fonctions peuvent coexister. Ainsi, plusieurs processus peuvent se produire dans un même milieu, ou encore, l'ordre des réactions peut être changé par rapport à l'analyse à première vue des données thermodynamiques.

Citons quelques exemples : i) Il a été montré que la méthanogenèse (réaction 1 + 10) se faisait en milieu côtier dès que le milieu était anoxique, même en présence de sulfate ou d'oxydes de fer ou de manganèse (Bartlett et al., 1987; Cicerone et Oremland, 1988 ; Hirota et al., 2007 ; Holmer and Kristensen, 1994; Magenheimer et al., 1996; Mountfort et al., 1999 ; Oremland et al., 1982) ; ii) L'utilisation des oxydes de fer comme accepteur d'électron dépend grandement du pH et de la forme minéralogique de la phase Fe(+III) (Bettke et al., 2011). Certaines formes cristallisées ne sont pas du tout favorables, telle que la goethite (FeO(OH), réaction 8) ou l'hématite (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). Ainsi, des processus de sulfatoréduction ou de méthanogenèse peuvent être favorisés dans des environnements riches en oxydes fer, ces derniers étant peu réactifs. La taille des oxydes de fer joue aussi un rôle. Les formes colloïdales étant plus oxydantes que les particules plus grandes (Stumm et Sulzberger, 1992). Les oxydes de Mn représentent tous des accepteurs d'électron favorables pour oxyder la matière organique. Dans les sols, les sédiments et les particules en suspension, les phases Mn(III) sont des polymorphes de MnO(OH) (manganite, groutite, feitknechtite) les formes Mn(IV) sont essentiellement la todorokite, la pyrolusite et la birnessite (MnO<sub>2</sub>). Il existe aussi une forme intermédiaire Mn(III-IV), la hausmannite (Hem et Lind, 1983). MnO<sub>2</sub> est plus stable, mais les formes MnOOH sont plus réactives que les formes MnO<sub>2</sub>. Ainsi, des calculs thermodynamiques montrent clairement que certaines réactions de réduction des oxydes de Mn sont possibles avec Mn(IV), mais pas avec Mn(III) (Anschutz et al., 2005) ; iii) l'oxydation du carbone organique par les nitrates réduits en N<sub>2</sub> (dénitrification, réaction 1 et 3) est plus favorable que celle par les nitrates réduits en ammonium (réduction dissimilatrice de nitrate en ammonium –DNRA – réactions 1 et 4). Seule la première réaction devrait se produire. Pourtant la seconde a été mise en évidence dans tous types d'environnements aquatiques (Binnerup et al., 1992 ; Bonin, 1996 ; Chrisensen et al., 2003 ; Dong et al., 2011 ; Omnes et al. 1996) ; iv) Pour finir ce rapide tour d'horizon, la nature même de la matière organique est un paramètre fondamental. Les formes les plus réfractaires ne sont pas minéralisées. Certaines formes ne le sont que par les oxydants les plus forts, l'oxygène en particulier. D'autres formes sont très labiles, en particulier la matière organique fraîche issue de la production primaire aquatique (Blair et Aller, 2012 ; Dauwe et al., 2001 ; Etcheber et

al., 2007 ; Hopkinson et al., 1998). Les formes labiles peuvent aussi jouer le rôle d’amorce pour favoriser la minéralisation de la matière organique réfractaire. Ce point important explique pourquoi la matière organique terrestre réfractaire ne s’accumule pas dans les proportions attendues à l’embouchure des fleuves (Bianchi, 2011). Cet effet d’amorce (priming effect) peut aussi permettre la minéralisation de matière organique préservée dans un milieu qui devient eutrophe et qui reçoit de la matière organique labile qui peut apporter un stock supplémentaire d’azote et de phosphore.

La matière organique qui est minéralisée est complexe. L’état d’oxydo-réduction du carbone organique varie (La Rowe et Van Cappellen, 2012), ainsi que les proportions en éléments majeurs tels que N, P, S, Si. (Brzezinski 1985 ; Elser et al., 2000 ; Fagerbakke et al., 1996 ; Geider et La Roche 2002 ; McGroddy et al., 2004). Dans la réaction 1 du tableau 5.2, une vision plus complète des nutriments mis en jeu peut être donnée en remplaçant  $\text{CH}_2\text{O}$  par  $(\text{CH}_2\text{O})_x(\text{NH}_3)_y(\text{H}_3\text{PO}_4)_z$ , où x, y et z représentent les proportions relatives de C, N et P dans la matière organique. Ces proportions, dites de Redfield, sont en moyenne de 106:16:1 pour la matière organique phytoplanctonique (Redfield, 1934). Elles sont très différentes pour la matière organique terrestre, par exemple 1158:24:1 pour des tissus racinaires (Jackson et al., 1997), 1212:28:1 en moyenne pour les feuillages et 3007:45:1 pour les litières (McGroddy et al., 2004). Lorsque la matière organique est minéralisée, le phosphore organique est minéralisé et libéré sous la forme d’ion phosphate. L’azote organique est minéralisé. Il est libéré sous la forme d’ammonium. En milieu aérobie, l’ammonium est oxydé en nitrate.

#### 5.3.1.2.2. *Processus secondaires*

La combinaison de la réaction 1 du tableau 5.2 avec les autres réactions traduit les réactions primaires de dégradation de la matière organique. Tous les composés redox décrits dans ces réactions peuvent interagir entre eux, générant des réactions secondaires (Tableau 5.3). Ainsi, l’oxygène est un oxydant pour les composés réduits, tels que l’ammonium (processus de nitrification),  $\text{Mn}^{2+}$  et  $\text{Fe}^{2+}$  les formes de soufre réduit (oxydation de  $\text{H}_2\text{S}$  et  $\text{HS}^-$  en sulfate), le méthane. D’autres réactions redox ont été décrites et publiées. Par exemple, l’ammonium peut être oxydé directement en  $\text{N}_2$  par les oxydes de Mn en présence d’oxygène sans que l’étape de nitrification ne se produise (Hyacinthe et al., 2001 ; Luther et al., 1997). Des profils d’ $\text{O}_2$  et  $\text{Mn}^{2+}$  dans des eaux interstitielles de sédiments marins ont montré que l’oxygène n’était pas nécessairement l’oxydant primaire du manganèse (Luther et al., 1997; Murray et al., 1995). Il s’agirait en fait du nitrate. Une autre étude montre que l’iodate pouvait être à lui seul l’oxydant de  $\text{Mn}^{2+}$  dans des sédiments bioturbés de l’estuaire maritime du St Laurent (Anschutz et al., 2000). Des observations ont également mis en évidence une production de nitrate en milieu anaérobie (Aller et al., 1998; Anschutz et al., 1998 ; Deflandre et al., 2002; Mortimer et al., 2002). Ce processus résulterait de l’oxydation de l’ammonium par des oxydes de Mn (Bartlett et al. 2008 ; Fernandes et al., 2015 ; Hulth et al. 1999 ; Javanaud et al., 2011 ; Lin et Taillefert 2014 ; Mortimer et al., 2004). Dans la plupart des environnements anaérobies, l’oxydant primaire de  $\text{Fe}^{2+}$  est le nitrate (Burgin et Hamilton, 2007 ; Hyacinthe et al. 1999). Le nitrate peut également être réduit par le méthane (Haroon et al., 2013) ou les sulfures de fer (Garcia-Gil et Golterman, 1993 ; Tesoriero et al., 2000 ; Zang et al., 2012). Enfin, le méthane dissous dans les eaux porales des sédiments est en grande partie oxydé par le sulfate (Boetius et al., 2000 ; Hoehler et al., 1994). Il a été mis en évidence qu’il pouvait être oxydé par les oxydes de fer et de manganèse (Beal et al., 2009). Les oxydes de fer présentent aussi une grande variété de formes. Il a été montré que seules les formes de Fe(III) les moins bien cristallisées étaient significativement réactives lors de l’utilisation de Fe(III) en tant qu’accepteur d’électron de la dégradation de la matière organique (Postma et Jakobsen, 1996). Ces oxydes sont aussi les plus réactifs par rapport aux autres réducteurs, comme les sulfures (Canfield et al., 1992). Les sulfures de fer peuvent être oxydés par les oxydes de manganèse (Aller et Rude, 1982). Enfin, les changements de pH et d’alcalinité dus à la production de  $\text{CO}_2$  et la réduction des sulfates génèrent la dissolution/précipitation des carbonates

(Archer et al., 1989; Berelson et al., 1990; Cai et al., 1995; Emerson et Bender, 1981; Hales et al., 1994; Jahnke et al., 1994; Martin et Sayles, 1996).

*Tableau 5.3. Liste des principales réactions secondaires décrites dans la littérature*

Production de nitrate par nitrification	
$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	(11)
Oxydation de $\text{Mn}^{2+}$ avec l'oxygène	
$2\text{Mn}^{2+} + \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+$	
$4\text{Mn}^{2+} + \text{O}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{MnOOH} + 8\text{H}^+$	(12)
Oxydation de $\text{Fe}^{2+}$ avec l'oxygène	
$4\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 10\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+$	(13)
Oxydation de S(-II) avec l'oxygène	
$\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	(14)
Oxydation du méthane avec l'oxygène	
$\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	(15)
Oxydation de $\text{Mn}^{2+}$ avec le nitrate	
$5\text{Mn}^{2+} + 2\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 5\text{MnO}_2 + \text{N}_2 + 8\text{H}^+$	
$10\text{Mn}^{2+} + 2\text{NO}_3^- + 14\text{H}_2\text{O} \rightarrow 10\text{MnOOH} + \text{N}_2 + 18\text{H}^+$	(16)
Oxydation de $\text{Fe}^{2+}$ avec le nitrate	
$5\text{Fe}^{2+} + \text{NO}_3^- + 12\text{H}_2\text{O} \rightarrow 5\text{Fe}(\text{OH})_3 + 1/2\text{N}_2 + 9\text{H}^+$	(17)
Oxydation du méthane avec le nitrate	
$5\text{CH}_4 + 8\text{NO}_3^- + 8\text{H}^+ \rightarrow 4\text{N}_2 + 5\text{CO}_2 + 14\text{H}_2\text{O}$	(18)
Oxydation de $\text{Fe}^{2+}$ avec les oxydes de Mn	
$\text{Fe}^{2+} + \text{MnOOH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{Mn}^{2+}$	
$2\text{Fe}^{2+} + \text{MnO}_2 + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{Mn}^{2+} + 2\text{H}^+$	(19)
Réduction des oxydes de Mn avec l'ammonium pour donner du diazote	
$3/2 \text{MnO}_2 + \text{NH}_4^+ + 2 \text{H}^+ \rightarrow 3/2 \text{Mn}^{2+} + 1/2 \text{N}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	
$3 \text{MnOOH} + \text{NH}_4^+ + 5 \text{H}^+ \rightarrow 3\text{Mn}^{2+} + 1/2 \text{N}_2 + 6 \text{H}_2\text{O}$	(20)
Réduction des oxydes de Mn avec l'ammonium pour donner du nitrate	
$8\text{MnOOH} + \text{NH}_4^+ + 14\text{H}^+ \rightarrow 8\text{Mn}^{2+} + \text{NO}_3^- + 13\text{H}_2\text{O}$	
$4\text{MnO}_2 + \text{NH}_4^+ + 6\text{H}^+ \rightarrow 4\text{Mn}^{2+} + \text{NO}_3^- + 5\text{H}_2\text{O}$	(21)
Oxydation de Mn(II) par l'iodate	
$\text{Mn}^{2+} + 1/6 \text{IO}_3^- + 3/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{MnOOH} + 1/6 \text{I}^- + 2 \text{H}^+$	(22)
Réduction des oxydes de Mn avec les sulfures	
$8\text{MnOOH} + \text{H}_2\text{S} + 14\text{H}^+ \rightarrow 8\text{Mn}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 12 \text{H}_2\text{O}$	(23)
Réduction des oxydes de Mn et de Fe avec le méthane	
$8\text{MnOOH} + \text{CH}_4 + 16\text{H}^+ \rightarrow 8\text{Mn}^{2+} + \text{CO}_2 + 14 \text{H}_2\text{O}$	(24)
$8\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{CH}_4 + 16\text{H}^+ \rightarrow 8\text{Fe}^{2+} + \text{CO}_2 + 22 \text{H}_2\text{O}$	(25)
Réduction du sulfate avec le méthane	
$\text{SO}_4^{2-} + \text{CH}_4 + \rightarrow \text{H}_2\text{S} + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	(26)
Précipitation des sulfures de fer	
$8\text{Fe}(\text{OH})_3 + 9 \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 8\text{Fe}(\text{OH})_3 + 20\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$	(27)
Dénitrification avec les sulfures de fer	
$5\text{FeS}_2 + 14\text{NO}_3^- + 4\text{H}^+ \rightarrow 5\text{Fe}^{2+} + 7 \text{N}_2 + 10\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	(28)

Tout comme pour les réactions primaires de dégradation de la matière organique, les réactions secondaires sont thermodynamiquement possibles (Anschutz et al., 2000 ; Hulth et al., 1999 ; Luther et al., 1997).

Ainsi, les réactions biogéochimiques sont des processus d'oxydation/réduction, de dissolution/précipitation, d'adsorption/désorption et des changements de spéciation. Les réactions d'oxydo-réduction provoquent la dissolution/précipitation (p. ex. Fe, Mn). Les propriétés d'adsorption des sédiments changent de zone en zone, en raison, par exemple de la présence/absence d'oxydes de

Fe ou Mn. La spéciation des éléments dissous ou particuliers change aussi de zone en zone. En particulier, la mobilité et la spéciation des sels nutritifs sont déterminés par tous ces processus.

#### *5.3.1.3. Processus réactionnels dans le cycle de l'azote*

L'azote est un élément essentiel à tous les organismes. Il est présent dans les protéines (acides aminés), les acides nucléiques, et divers polymères. L'atmosphère est le plus important stock d'azote où il se trouve sous forme gazeuse ( $N_2$ ). Certains procaryotes sont capables de fixer l'azote atmosphérique. L'azote organique et les ions inorganiques (ammonium, nitrite et nitrate) pouvant être utilisés par les organismes vivants constituent un stock plus limité (Post et al., 1985)

L'azote inorganique possède plusieurs états d'oxydation allant de  $-3$  (ammonium et groupement amine) à  $+5$  (nitrate). Les nombreuses transformations de l'azote permettent à cet élément de circuler entre le compartiment atmosphérique et les milieux terrestres et aquatiques et de déterminer en partie la productivité biologique des habitats (Galloway et al., 2004 ; Vitousek et al., 2002) et l'épuration des milieux riches en azote (Vymazal, 2007)

##### *5.3.1.3.1. Fixation de l'azote*

L'azote atmosphérique n'est pas disponible pour la plupart des organismes en raison de l'énergie nécessaire pour casser la triple liaison qui constitue la molécule de  $N_2$ , ce qui rend ce composé quasiment inerte. Tout l'azote disponible pour les organismes vivants dérive initialement de la fixation de cet azote moléculaire gazeux, soit grâce à la foudre, soit grâce à quelques espèces de microorganismes spécialisés qui peuvent fixer  $N_2$ . La fraction issue des éclairs est minime. Elle provient de conditions éphémères où de hautes températures et pressions permettent au  $N_2$  et à l' $O_2$  de former  $NO_x$ . La fixation biologique d'azote se produit soit à partir de microorganismes qui vivent dans les sols, les sédiments ou les eaux, soit en association symbiotique avec les racines de plantes terrestres ou aquatiques. Le processus de fixation d'azote se produit surtout dans les habitats pauvres en azote (Cejudo et al., 1984). Le taux de fixation d'azote est généralement contrôlé par le rapport N:P (Chapin et al., 1991, Smith, 1992). L'ajout de P stimule la fixation d'azote. Suivant le milieu considéré, la fixation de l'azote peut être conduite par des bactéries et des archae qui convertissent l'azote moléculaire en ammoniac (Howarth et al., 1988). Les cyanobactéries sont les principaux microorganismes fixateurs d'azote dans les milieux aquatiques (Paerl, 1990). Ces microorganismes tirent l'énergie nécessaire à la fixation de l'azote grâce à la photosynthèse. Le taux de fixation d'azote par les cyanobactéries est généralement un ou deux fois plus grand que celui des bactéries hétérotrophes du sol.

L'activité de l'homme a très largement impacté le cycle global de l'azote, puisqu'en plus des processus naturels de fixation d'azote, l'homme produit des engrais azotés à partir de la réaction Haber-Bosch (Smil, 2001). Cette réaction est basée sur la combustion de gaz naturel qui produit de l'hydrogène. Cet hydrogène est combiné au  $N_2$  atmosphérique à haute pression et haute température pour former de l'ammoniac. Les volumes fabriqués de nos jours par ce processus sont à peu près équivalents à la quantité d'azote fixé naturellement.

##### *5.3.1.3.2. Assimilation de l'azote*

La disponibilité de  $NH_4^+$  et  $NO_3^-$  est variable selon les environnements. Les producteurs primaires peuvent assimiler les deux formes. L'azote inorganique est ensuite converti en groupe amine ( $-NH_2$ ). La conversion du nitrate en  $-NH_2$  est une réduction qui demande de l'énergie. La réaction est catalysée par une enzyme, la nitrate réductase. L'assimilation de  $NH_4^+$ , qui est déjà réduit demande en théorie moins d'énergie. Pourtant les plantes montrent généralement une préférence pour l'assimilation du nitrate. Plusieurs auteurs suggèrent que l'utilisation de  $NH_4^+$  serait défavorisée en raison de sa faible

mobilité par rapport au  $\text{NO}_3^-$  dans les sols et les sédiments, dû aux interactions du cation avec les sites d'échanges sur les argiles notamment; la plante doit alors compenser les charges quand elle utilise l'ammonium, ce qui lui demanderait plus d'énergie que l'assimilation du nitrate (Haynes et Goh, 1978 ; Middleton et Smith, 1979)

#### *5.3.1.3.3. Ammonification ou minéralisation*

La décomposition de l'azote de la matière organique débute par la libération d'acides aminés et d'autres composés organiques azotés simples qui peuvent être directement assimilés. La transformation de ces composés en ammonium est appelée ammonification (Kadlec et Knight, 1996). En fonction de la complexité structurale de la matière organique, l'ammonification peut être une simple réaction de désamination ou une série de processus métaboliques complexes faisant intervenir des enzymes.

#### *5.3.1.3.4. Nitrification*

La nitrification est un processus aérobie en deux étapes au cours desquelles, l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) ou l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont oxydés en nitrite puis en nitrate (Hauck, 1984). Ce processus est couplé à la fixation de carbone par des bactéries chimioautotrophes, généralement classées dans les genres *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* (Meyer, 1994 ; Paul et Clark, 1996). La première étape de la nitrification (nitrosation) est réalisée par les bactéries nitrosantes, parfois nommées AOB (Ammonia–Oxidizing Bacteria) qui sont strictement aérobies. Ces bactéries oxydent l'ammonium en nitrite. La seconde étape de la nitrification est réalisée par les bactéries nitratantes qui oxydent immédiatement le nitrite. Ainsi, le nitrite est généralement présent à de très faibles concentrations dans l'environnement. Ce groupe bactérien convertit le nitrite en nitrate grâce à une enzyme, la nitrite oxydoréductase. Certains microorganismes tels que des bactéries hétérotrophes et des champignons sont capables d'effectuer une nitrification hétérotrophe.

#### *5.3.1.3.5. Dénitrification*

La dénitrification est un processus hétérotrophe anaérobie où le nitrate sert d'accepteur d'électron pour l'oxydation du carbone organique. Le nitrate est converti en azote gazeux ( $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ ) (Hauck, 1984; Jetten et al., 1997; Paul and Clark, 1996). La capacité à dénitrifier est très largement distribuée au sein de différents groupes taxonomiques de bactéries hétérotrophes. Le processus de dénitrification est contrôlé par le passage de conditions aérobies à des conditions anaérobies (Bonin et al., 1989). La dénitrification peut toutefois se produire en présence d'oxygène en faible concentration (Kuenen and Robertson, 1987). Les bactéries dénitrifiantes convertissent le nitrate en oxyde nitrique ( $\text{NO}$ ) via le nitrite, puis en protoxyde d'azote gazeux ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et enfin en diazote gazeux  $\text{N}_2$ . La dénitrification se fait essentiellement dans les sols et les sédiments. En milieu aquatique, elle est réalisée dans les sédiments anoxiques (Bianchi et al., 2012).

#### *5.3.1.3.6. Volatilisation de l'ammoniac*

Ce processus physico-chimique est lié à l'équilibre entre la forme dissoute et gazeuse de  $\text{NH}_3$ . L'ammoniac peut être volatilisé des eaux vers l'atmosphère dans les zones humides naturelles ou artificielles (Hargreaves, 1998 ; Vymacal, 2007). Ce processus devient significatif uniquement lorsque le rapport entre  $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4^+$  devient important. Ceci se produit dans les eaux dont le pH est basique. En effet, le rapport  $\text{NH}_3 : \text{NH}_4^+$  est de 0,1 à pH 8,3 ; il est de 1 à pH 9,3. De tels pH sont cependant courants en journée dans les milieux aquatiques peu profonds, durant les périodes où l'activité photosynthétique des macrophytes notamment fait considérablement baisser la pression partielle de  $\text{CO}_2$  dissous, et donc augmenter le pH.

#### *5.3.1.3.7. Autres processus de transformation des nitrates*

Les principaux processus d'extraction des nitrates des milieux aquatiques sont ceux décrits ci-dessus (assimilation et dénitrification). Depuis 20 ans, de nombreux travaux ont mis en évidence des processus microbiens alternatifs, parmi lesquels la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium, la dénitrification via l'oxydation des sulfures ou du fer ferreux et l'anammox qui consiste en l'oxydation de l'ammonium en  $N_2$ , avec le nitrite comme accepteur d'électron (Kuypers et al., 2003 ; Mulder et al., 1995 ; Schmidt et al., 2002 ; Strous et al., 1999). Ce processus est important dans les zones très productives tels que les up-welling (Dalsgaard et al., 2003 ; Kuypers et al., 2003). Il a cependant été mis en évidence dans tout type de milieu pauvre en oxygène où l'ammonium est oxydé en nitrite (sédiments, zones humides...).

#### *5.3.1.4. Le contrôle de la disponibilité du phosphore*

Le phosphore représente moins de 0,1% (en masse) de la composition élémentaire de la lithosphère mais c'est un composant essentiel du vivant. On le retrouve dans les nucléotides, l'ADN, les phospholipides des membranes cellulaires, les enzymes, dans le transfert d'énergie dans les cellules (ATP-ADP).

Le phosphore est un nutriment limitant pour la productivité biologique (Elser et al., 2007). A l'échelle des temps géologiques, sa disponibilité est considérée comme étant le contrôle majeur de la concentration en oxygène de l'atmosphère (Van Cappellen et Ingall, 1994). Le phosphore est utilisé en tant qu'engrais en agriculture. L'économie et l'exploitation du phosphore ont une implication sérieuse dans la sécurité alimentaire (Cordell et al., 2012). Le phosphore primaire a une origine géologique. Il est présent dans les roches magmatiques essentiellement sous forme d'apatite. On retrouve cette famille de minéraux dans les roches sédimentaires. Le phosphore est libéré sous la forme d'ion phosphate quand ces roches sont altérées. Les ions peuvent être transportés dans les eaux naturelles, être adsorbés sur des particules inorganiques ou être assimilés et incorporés dans la biomasse, où le phosphore participe à diverses fonctions métaboliques (Ruttenberg, 2004).

Dans les compartiments aquatiques, lithologiques et biologiques, le phosphore existe essentiellement, sous forme de phosphate (l'état d'oxydation +5). Des travaux récents ont montré que les formes réduites du phosphore tels que les phosphites ou phosphonate ( $P^{+3}$ ) pouvaient aussi participer au cycle du phosphore (e.g. Geng et al. 2010 ; Hanrahan et al., 2005 ; Pasek et al., 2014 ; Stone et White, 2012 ; Van Mooy et al., 2015). L'étude de cette fraction réduite du P est encore assez embryonnaire dans les sciences de l'environnement.

Dans l'eau, le phosphore est essentiellement sous forme d'ion phosphate correspondant à l'équilibre de dissociation de l'acide orthophosphorique ( $H_3PO_4 \leftrightarrow H_2PO_4^- + H^+ \leftrightarrow HPO_4^{2-} + 2H^+ \leftrightarrow PO_4^{3-} + 3H^+$ ). Mais en raison de la forte affinité de ces anions pour les surfaces des particules, les phosphates sont peu solubles. Le phosphore dissous existe aussi sous des formes organiques plus ou moins facilement décomposables (Dunne et Reddy, 2005).

La minéralisation de la matière organique via les différents métabolismes hétérotrophes libère les ions phosphate dans le milieu, où ils deviennent disponibles pour la production biologique. L'adsorption des ions phosphates sur les oxydes et oxyhydroxydes de fer et d'aluminium a été très abondamment étudiée en sciences du sol, parce que le phosphore est un nutriment limitant dans les écosystèmes terrestres et le piégeage par adsorption du phosphore naturel ou issus des engrais impacte les niveaux de production agricole et forestière (e.g., Barrow, 1983; Frossard et al., 1995; Guzman et al., 1994). Les oxydes/oxyhydroxydes de fer(III) (Fe(III)-ox) peuvent être dissous par réduction dans les milieux

réducteurs, ce qui libère le phosphore associé. En conséquence, les conditions redox jouent un rôle important dans la biodisponibilité du phosphore.

Le principal puits de phosphore en milieu aquatique est l'enfouissement dans les sédiments (Broecker et Peng, 1982; Ruttenberg, 1992). Les échanges entre les sédiments et l'eau surnageante se font au travers des processus biogéochimiques benthiques, parmi lesquels la minéralisation du P organique, le cycle redox du fer et les flux benthiques de phosphore (Krom et Berner 1980; Mortimer 1941; Sundby et al. 1992). Le phosphore associé à la matière organique qui arrive au fond est donc rapidement minéralisé en phosphate dissous par les organismes benthiques. Il peut alors diffuser dans les eaux interstitielles pour regagner la colonne d'eau. Par conséquent, seule une partie du phosphore qui atteint le sédiment y est enfouie. Une portion du phosphore des eaux interstitielles issu de la minéralisation de la matière organique peut être adsorbé sur les Fe(III)-ox détritiques ou authigéniques dans la zone oxydée des sédiments (e.g., Jensen et al. 1995; Krom et Berner 1980; Lijklema, 1980 ; Lajtha et Harrison, 1995 ; Slomp et Van Raaphorst 1993; Slomp et al. 1996a; Slomp et al. 1996b; Sundby et al. 1992). Ainsi, la séquestration du phosphore dépend largement de la capacité d'adsorption du sédiment. Cette capacité est directement liée à la quantité d'oxydes de fer présents dans les sédiments. Une fois que ces sédiments se retrouvent dans la zone anoxique des sédiments, soit par enfouissement, soit par de l'advection par bioturbation, la fraction la plus réductible des Fe(III)-ox peut être réduite et dissoute, ce qui libère les ions phosphate (Anschutz et al. 1998 ; Heggie et al. 1990 ; Sundby et al. 1992). En effet, les sédiments des marges continentales et des lacs présentent généralement une diminution des teneurs en phosphore particulaire inorganique dans les premiers centimètres sous l'interface eau-sédiment. Cette perte de capacité d'adsorption est liée à la réduction des oxydes de fer dans la zone anaérobie du sédiment (Jensen et al. 1995 ; Krom et Berner, 1980 ; Sundby et al., 1992). Une fraction des phosphates réactifs libérés diffuse vers la zone superficielle aérobie du sédiment et il se crée un équilibre d'adsorption-désorption entre les oxydes de fer et le milieu interstitiel (Sundby et al., 1992). Cet équilibre maintient un gradient de concentration en phosphate dissous entre le sédiment et l'eau surnageante. Une partie des phosphates libérés dans la zone anaérobie peut précipiter dans certaines circonstances sous des formes authigènes d'apatite, lorsque les eaux sont fortement sur-saturées (Lucas et Prévôt, 1991 ; Ruttenberg et Berner, 1993). Le phosphore peut être enfoui pour de longues périodes sous la forme de P-organique et d'oxydes de fer réfractaires et d'apatite. L'apatite peut être issue de processus magmatiques, biogéniques ou authigéniques. L'apatite authigénique forme les gisements de phosphorite sédimentaires (Baturin et al. 1972; Filippelli, 2011 ; Froelich, 1988; Jahnke et al. 1983). L'apatite biogénique est le constituant principal des os et des dents des vertébrés. D'autres formes de minéraux phosphatés authigéniques ont été décrits dans des sédiments marins ou lacustres. Par exemple, la vivianite, un phosphate de fer ferreux se forme dans les sédiments anoxiques où le fer dissous peut s'accumuler dans les eaux interstitielles (Anschutz et al., 1999 ; Dijkstra et al., 2016 ; Martens et al., 1978; Ruttenberg et Goni, 1997a; Ruttenberg et Goni 1997b).

Ainsi, il est nécessaire de connaître la spéciation solide du phosphore pour pouvoir décrire son comportement dans les environnements aquatiques et les sols. Etant donné que le P représente souvent moins de 0,5% de la masse des particules, les différentes phases porteuses de P sont difficiles à séparer de la matrice sédimentaire ou du sol. Les méthodes physiques d'étude de roches telles que la diffraction des rayons-X ou la microscopie électronique ne peuvent être utilisés que pour l'étude des phosphorites (Schuffert et al. 1990). C'est la raison pour laquelle plusieurs auteurs ont développé des techniques d'extractions chimiques qui permettent de dissoudre sélectivement les fractions porteuses de P, tel que le P faiblement adsorbé sur les particules, le P associé aux Fe(III)-ox, les différentes formes d'apatite et le P associé à la matière organique.

Le P faiblement adsorbé est la fraction qui peut être facilement désorbée dans l'eau quand la concentration en phosphate dissous diminue, ou quand la salinité augmente, comme dans les estuaires (Deborde et al., 2007 ; Fox et al., 1986). Cette fraction échangeable peut être déterminée par de l'eau pure (Aminot et Andrieux 1996 ; Psenner et al. 1984), une solution de chlorure d'ammonium (Williams et al. 1971), de chlorure de sodium (Li et al. 1973), ou de magnésium (Ruttenberg 1992). La communauté des sciences du sol utilise souvent la méthode Olsen (Olsen et al., 1954) qui est une solution de bicarbonate de sodium.

De nombreuses techniques ont été mise au point pour extraire le P associé aux oxydes de fer. Les solutions d'attaques consistent en un composé réducteur à pH tamponné. La solution citrate-dithionite buffered (CDB) (Aguilera et Jackson, 1953; Mehra et Jackson, 1960) est celle qui a été le plus souvent utilisée pour quantifier le P associé aux Fe(III)-ox (Ruttenberg, 1992; Jensen et Thamdrup, 1993). Cette solution dissout toutes les phases Fe(III)-ox. D'autres solutions sont décrites pour séparer les différentes phases de Fe(III)-ox (e.g. Poulton et Canfield, 2005). Ces solutions utilisent de l'hydroxylamine-HCl (Chester et Hughes, 1967), de l'oxalate d'ammonium (Philips et Lovley, 1987) ou de l'ascorbate (Anschutz et al., 1998; Caetano et Vale, 2002; Hyacinthe et Van Cappellen, 2004; Kostka et Luther, 1994 ; Rozan et al., 2002). Le phosphore associé à l'apatite est généralement extrait avec une solution de 1N HCl (Hietjes et Lijklema, 1980; Psenner et al., 1988 ; Williams et al., 1971; Williams et al. ; 1976). Mais puisque cette solution dissout aussi des oxydes de fer, la spéciation solide du fer est généralement réalisée par des extractions séquentielles qui utilisent successivement les extractions sélectives décrites plus haut (Aspila et al., 1976; Jensen et al., 1995; Lucotte et D'anglejan, 1985; Ruttenberg et al., 2009). Le phosphore organique est souvent présenté comme étant la différence entre le phosphore total et les formes inorganiques extraites. (Aspila et al., 1976). Il est aussi déterminé par des attaques spécifiques en fin d'attaques séquentielles (Anschutz et Deborde, 2016 ; Bastula et Krivonosova, 1973 ; Lucotte et D'anglejan, 1985; Stewart and Tiessen 1987; Ruttenberg, 1992; Vink et al., 1997).

#### *5.3.1.5. Synthèse sur les processus en milieux aérobies et anaérobies*

Les processus aérobies sont ceux qui se produisent dans les environnements oxygénés. Si on résume la synthèse des processus décrits plus haut, on peut noter que la dégradation de la matière organique est plus efficace en présence d'oxygène. La minéralisation libère du phosphore et de l'azote inorganique dissous. Le nitrate est la forme la plus stable dans les milieux aquatiques bien oxygénés. L'ammonium est rapidement nitrifié en milieu aérobie. En milieu faiblement oxygéné, le nitrite peut s'accumuler parce que la conversion du nitrite en nitrate est limitée. Ce type d'environnement favorise le processus d'anammox. La solubilité apparente des ions phosphates est limitée en milieu oxygéné, essentiellement en raison de l'affinité de ces ions avec les oxydes de fer, qui sont stables en présence d'oxygène. Cependant, lorsque les surfaces d'adsorption sont saturées, les phosphates peuvent s'accumuler en solution. Les processus anaérobies sont ceux qui se produisent en l'absence d'oxygène. Ces milieux ne sont pas dépourvus d'oxydants, puisque cette notion d'oxydo-réduction est relative. Par exemple, les oxydes de Mn et de Fe peuvent être présents dans les milieux anoxiques et peuvent oxyder des composés réduits tels que les sulfures ou le méthane. L'ammonium est la forme stable de l'azote. Il peut toutefois être oxydé en nitrate par des oxydants, tels que les oxydes de Mn. Le phosphore peut être libéré dès lors que les oxydes de fer riches en phosphate adsorbé sont dissous par réduction. L'absence d'oxygène ne suffit pas à réduire les oxydes de fer. Il faut un réducteur fort, tel que le sulfure ou de la matière organique labile. La matière organique labile est minéralisée par les processus anaérobies. La matière plus réfractaire peut persister dans ces milieux. En revanche, sa dégradation est favorisée par effet d'amorce quand de la matière organique labile est apportée. Les oscillations redox amplifient la minéralisation de la matière organique (Abril et al., 2010 ; Aller, 1994; Sun et al., 1993).



### 5.3.2. Rôles des autres facteurs de contrôle (paramètres physiques)

Gudrun Bornette

CNRS

Pascal Claquin

Université de Caen-Normandie, UMR BOREA

#### 5.3.2.1. Lumière & Température

La lumière et la température sont des facteurs physiques fondamentaux qui contrôlent la croissance des organismes photosynthétiques. L'effet de la température sur les processus d'eutrophisation est décrit dans de nombreux exemples présentés dans ce chapitre. De manière générale, les augmentations de température allongent la durée de la phase thermiquement favorable pour que la photosynthèse puisse se réaliser. En conséquence, dans le contexte du réchauffement climatique les phases de désoxygénation des milieux aquatiques devraient être plus fréquentes et plus marquées (Portnoy 1991). Cela entraînera une augmentation de la concentration en ammonium toxique pour les organismes aquatiques, une stimulation des processus microbiens (Mulholland et al., 1997), et une plus grande disponibilité en nutriments (Pant 2007).

*5.3.2.2. Les conditions hydrauliques, hydrologiques, l'hydrodynamisme (temps de résidence), et l'érosion sont des facteurs physiques qui peuvent également jouer un rôle dans les processus d'eutrophisation. Hydraulique/Hydrologie*

##### 5.3.2.2.1. Fluctuations piézométriques

L'assèchement des sédiments modifie les propriétés du substrat en augmentant la disponibilité des éléments nutritifs tels que le phosphore et l'azote (Corstanje et Reddy, 2004, Song et al., 2007). Ceux-ci influencent à leur tour la croissance des plantes en augmentant la fertilité et le taux de décomposition de la matière organique, mais aussi la disponibilité de l'ammoniac et l'anoxie résultante lorsque le niveau d'eau remonte. Les caractéristiques des sédiments comme la granulométrie et la teneur en matière organique influencent la rétention d'eau dans les sédiments (Walczak et al., 2002, Rawls et al., 2003, De Wilde et al. 2017). Les sédiments riches en matières organiques ont une capacité plus élevée que les substrats minéraux à retenir l'humidité résiduelle pendant les périodes d'assech. Le limon et les sédiments argileux ont également une grande capacité à retenir l'eau par rapport aux sédiments grossiers (Walczak et al., 2002; Saxton et Rawls, 2006). Par conséquent, pour une même durée d'assèchement, l'intensité de la contrainte hydrique diffère entre les types de sédiments, influençant ainsi la résistance et la résilience des communautés associées (De Wilde et al 2017).

##### 5.3.2.2.2. Temps de résidence

Le temps de résidence de l'eau dans un écosystème aquatique ou dans une partie de celui-ci conditionne le développement des proliférations algales. En effet, plus le temps de résidence de l'eau est long, moins vite est évacué le plancton formé, et plus les échanges entre les organismes photosynthétiques et les nutriments dissous sont importants, augmentant potentiellement le risque d'eutrophisation. Ainsi, les étangs, les lacs naturels ou de barrage, les biefs, les tronçons à faible pente,

les bras morts de cours d'eau, les lagunes sont des sites particulièrement sensibles à l'eutrophisation du fait de leur confinement (Hosper 1985 ; Donk et al. 2008).

En milieu marin, il en est de même pour les anses, les fonds de baie, les vasières de décantation en bordure d'estuaire ou sur de grands estrans rectilignes lorsqu'ils sont abrités par un chapelet d'îles, comme par exemple les Frises hollandaise et allemande. La faible pente de ces milieux s'accompagne d'une très faible vitesse du courant, générant un temps de résidence des eaux long. Le va-et-vient des marées n'a dans ces cas qu'un impact mineur sur ce temps de résidence des eaux. A l'inverse, les baies naturellement reliées à l'océan par un goulet étroit, telles que la rade de Brest et le golfe du Morbihan en Bretagne par exemple, génèrent d'intenses courants liés à la marée qui diluent rapidement les apports provenant des bassins-versants et les éloignent vers la haute mer.

Au confinement latéral des milieux, lié à leur position géographique, peut s'ajouter un confinement vertical, qui peut survenir lorsqu'une stratification thermique des eaux se met en place, comme dans les lacs profonds. Le confinement vertical peut aussi être dû à un gradient de salinité en mer côtière, résultant du faible mélange du panache d'eau douce d'un fleuve dans l'eau de mer, comme dans le cas de la Vilaine ou de la Loire. Ce confinement vertical dû à la salinité s'estompe vers le large, mais fait place en été sur les fonds de plus de 100 m à une stratification verticale thermique comme en lac profond. Cette stratification facilite le démarrage de la prolifération phytoplanctonique printanière en bloquant les cellules végétales dans une couche de quelques mètres sous la surface, bien éclairée et riche en nutriments.

#### 5.3.2.2.3.Érosion dépôt

Les processus d'érosion et de dépôt peuvent contrôler les flux et la disponibilité des nutriments pour les organismes aquatiques et terrestres, le long des cours d'eau, mais également le long des berges lacustres, par exemple. Ainsi, les processus d'érosion chroniques et ou intenses conduisent à la dominance d'un substrat grossier, pour lequel l'humidité du sol et la disponibilité des éléments nutritifs est faible (Stromberg, Beauchamp, Dixon et al., 2007). Ainsi, la disponibilité en nutriments est la plus faible dans les zones fortement érodées, et les producteurs primaires doivent dans de telles situations collecter les nutriments dans l'eau.

Les zones dominées par les dépôts sont en général riches en éléments nutritifs, car les dépôts de sédiments fins dans la zone riveraine peuvent approvisionner les organismes en matières organiques et en éléments nutritifs, et créer potentiellement des conditions eutrophes (Johnson, 1994, Schwarz et al., 1996). Les processus de dépôt réduisent la porosité du substrat par dépôt de sédiments fins, ce qui entraîne une déconnexion entre les eaux de surface et les eaux souterraines, potentiellement associée à une augmentation des températures estivales de l'eau, une augmentation de l'eutrophisation et une anoxie du substrat. De tels procédés aboutissent souvent à une faible richesse en espèces végétales hydrophytes et héliophytes (Brock, Van der Velde et Van de Steeg, 1987, van Geest, Wolters et Roozen et al., 2005).

#### Encadré 5.1 - Facteurs de contrôle de l'eutrophisation dans les estuaires. (Mario Lepage)

*La luminosité* - Lorsque l'eau est turbide, comme dans une majorité d'estuaires européens, les effets d'une forte concentration en nutriment peuvent parfois passer inaperçus car ils ne sont pas accompagnés de forte production phytoplanctonique (Joint & Pomroy, 1981; Irigoien & Castel, 1997; Chai et al., 2006). Dans ce cas, les manifestations de l'eutrophisation sont souvent exportées vers la zone côtière adjacente dans le panache estuarien (Cloern, 1987; Bode & Dortch, 1996).

*Les nutriments* - Le deuxième facteur nécessaire à la prolifération algale concerne les teneurs en nutriments. Les relations entre teneur en nutriment et temps de résidence ne sont pas parfaitement claires mais il semble que les ratios N:P en particulier sont largement en cause dans la limitation ou la prolifération du phytoplancton et des macroalgues (Ni Longphurt et al., 2016). Ce sont les teneurs en nutriments qui agissent comme facteur limitant de la prolifération si les conditions de transparence de l'eau et de luminosité sont optimum (Lancelot et al., 2004). Par exemple, dans le panache de la Seine et en baie de Vilaine, l'élément limitant au printemps à proximité de l'embouchure est le phosphore, tandis que plus au large, l'azote devient limitant, surtout en été (Ménésguen, 2001). L'azote inorganique semble toutefois avoir un rôle plus important dans la

prolifération des algues. Les ulves, responsables de nombreuses marées vertes, ont la capacité d'utiliser plusieurs formes de l'azote comme les nitrates ou l'ammonium (Riccardi & Solidoro, 1996). Les marées vertes en estuaires ont parfois un impact négatif sur les communautés benthiques mais également sur les peuplements de poissons (Le Luherne et al., 2016).

*Le temps de résidence* - Le troisième critère, fortement lié au second, concerne le confinement ou l'hydrodynamisme. En effet, le faible renouvellement lié à la géomorphologie du site ou à la stratification verticale des masses d'eau entraîne une faible dilution des intrants et peut provoquer des accumulations en excès conduisant à des phénomènes d'eutrophisation et d'hypoxie dans les couches inférieures. La stratification de la colonne d'eau en présence de thermocline ou d'halocline vient aggraver l'hypoxie en limitant les échanges gazeux avec les couches superficielles bien oxygénées (Levin et al., 2009). Le temps de résidence en estuaire tient principalement à la géomorphologie des estuaires et pour partie aux débits fluviaux alors qu'en mer ouverte il s'agit plutôt de phénomène d'hydrodynamisme.

## 5.4. Impact des changements induits par la pêche

Didier Gascuel

Agrocampus Ouest

### 5.4.1. Introduction : la pêche victime ou responsable ?

Dans les cas d'eutrophisation les plus sévères, lorsque la teneur en oxygène tombe à zéro, on assiste à la création de ce qu'on appelle les zones mortes de l'Océan. Ces zones mortes couvrent désormais, de manière permanente ou temporaire, une superficie totale de plus de 245 000 km<sup>2</sup> (Diaz et Rosenberg, 2008), soit environ 1% de l'ensemble des plateaux continentaux à l'échelle mondiale. Elles sont apparues en milieu marin pour la première fois dans les années 1930 dans la baie de Chesapeake (*ibid.* ; Kemp et al., 2005), puis dans les années 1950 en mer Adriatique (Justić et al., 1987) et dans les années 1960 en mer Baltique (Rosenberg, 1985 ; Persson et Jonsson, 2000). Elles sont aujourd'hui observées de manière saisonnière ou permanente dans plus de 400 écosystèmes côtiers différents, partout dans le monde et notamment en mer Baltique, en mer Noire, dans le golfe du Mexique, en mer de Chine. Et surtout, depuis les années 1960, le nombre de ces zones mortes double tous les dix ans, tandis que leur surface augmente, avec des impacts grandissants sur les activités de pêche, sur la reproduction d'un certain nombre d'espèces, et sur le fonctionnement des réseaux trophiques (Diaz et Rosenberg, 2008 ; Breitburg et al., 2002 ; Altieri et Gedan, 2015 ; et cf. contribution ESCo de O. Le Pape). En outre, les algues phyto-planctoniques qui prolifèrent produisent dans certains cas des toxines responsables de mortalités chez les poissons ou d'interdictions des ventes de coquillages pour raison sanitaire.

Naturellement, nul ne conteste que ces proliférations algales en milieu marin, et les phénomènes d'eutrophisation qui en résultent, découlent des excédents de nutriment apportés en zone côtière par les cours d'eau. Mais sur le long terme elles traduisent un dysfonctionnement écosystémique plus large, pour partie lié à l'effondrement des fonctions de contrôle exercées par les prédateurs. La pêche, souvent considérée uniquement comme une victime potentielle ou avérée de l'eutrophisation, a ici une part de responsabilité, au moins en ce qui concerne les blooms de phytoplancton. La présente contribution vise à montrer que les algues prolifèrent certes parce que les apports de nutriment enrichissent le milieu, mais aussi parce que le contrôle par les prédateurs d'algues est déficient. Et dans un certain nombre de cas cette défaillance des prédateurs résulte des processus de surexploitation par la pêche.

Un rapport d'expertise, commandé en 2011 par le parlement européen sur ce sujet, conclut ainsi sans ambiguïté : « La surexploitation des stocks au large a modifié la structure de nombreux écosystèmes marins, ce qui a favorisé l'accumulation de biomasses algales. La surpêche a ainsi accru le problème de

la prolifération des algues en Europe » (Eriksson, 2012). Plus généralement, l'analyse des chroniques enregistrées dans des écosystèmes très différents a montré que les proliférations algales intervenaient souvent après une forte réduction de l'abondance de leurs prédateurs, liée directement ou indirectement à la surpêche. Les schémas de fonctionnement sont différents d'un écosystème à l'autre, en fonction du prédateur dominant. Dans certains estuaires ou certaines baies côtières, ce sont les coquillages et en particulier les gisements naturels d'huîtres ou de moules qui limitent la prolifération du phytoplancton (Officer et al., 1982 ; Cloern 1982 ; Lenihan et Peterson, 1998 ; Erikson et al. 2011). Dans d'autres cas, plus sur la côte ou le plateau continental, c'est le zooplancton qui est le prédateur principal des micro-algues (Scheffer et al., 2005 ; Frank et al., 2005 ; Daskanov et al., 2007).

#### 5.4.2. Baie de Chesapeake : l'exemple du contrôle par les bivalves

La baie de Chesapeake, sur la côte Est des Etats-Unis, représente un cas particulièrement emblématique des impacts de la surpêche des bivalves filtreurs sur le développement des épisodes d'eutrophisation. De très nombreux travaux de recherche ont été conduits dans la baie; ils permettent de reconstituer la dynamique de l'écosystème depuis l'arrivée des premiers hommes et livrent ainsi une histoire sans doute assez représentative de ce qui s'est passé sur une période plus longue, dans de très nombreux autres écosystèmes côtiers (Jackson et al., 2001). La baie de Chesapeake s'étend sur plus de 300 kilomètres à l'intérieur des terres. Peu profonde, elle était jusqu'au début du 18<sup>e</sup> siècle largement couverte d'herbiers marins et peuplée d'importantes populations de poissons, de requins, de mammifères marins, de tortues (*Ibid.*). Un premier changement intervient dans l'écosystème au moment où les colons entreprennent de grands déboisements sur les bassins versants adjacents. Les apports de sédiments dans la baie augmentent alors, et les herbiers présents sur le fond régressent au profit d'un développement du phytoplancton (Cooper et Brush, 1993). Aucun phénomène significatif d'eutrophisation n'est cependant observé à cette époque, car de très importants gisements naturels d'huîtres filtrent en permanence l'eau de la baie pour se nourrir, la renouvelant en moyenne tous les trois jours, et contrôlant ainsi toute éventuelle tentative de prolifération algale (Newell, 1988).

Les gisements d'huîtres de la baie sont exploités depuis des millénaires, d'abord par les autochtones, puis par les premiers colons blancs arrivés au 16<sup>e</sup> siècle. Les premiers vrais impacts n'interviennent cependant qu'avec l'introduction de la pêche à la drague, en 1870. L'exploitation des huîtres explose alors littéralement, et les captures atteignent rapidement plusieurs centaines de milliers de tonnes par an (Newell, 1988 ; Rothschild et al., 1994). En quelques décennies, les gisements naturels sont détruits et les pêcheries s'effondrent (*Ibid.*). L'écosystème connaît un second changement. Au début du 20<sup>e</sup> siècle les captures ne représentent plus qu'un faible pourcentage de ce qu'elles étaient auparavant. Les huîtres ne filtrent plus, et les premiers épisodes d'eutrophisation sont enregistrés dans les années 1930 (Officer et al., 1984 ; Kemp et al., 2005). Les apports de nitrate augmentent encore, en raison du développement industriel ou urbain et de l'intensification agricole. Et dans les années 1970, la baie de Chesapeake connaît le triste privilège d'être le premier endroit de la planète déclaré zone marine morte. Depuis, les efforts entrepris pour restaurer la qualité des eaux s'avèrent très insuffisants et l'écosystème reste extrêmement dégradé (Cooper and Brush, 1993 ; Harding et al., 2016). Il faut noter que les apports de nitrates sont aujourd'hui considérés comme étant la source principale des difficultés, par tous les acteurs du territoire. La plupart d'entre eux ignorent qu'au début de cette histoire il y a la surexploitation des huîtres et la destruction de leur très forte capacité d'épuration des eaux côtières (Officer et al., 1982 ; Cloern 1982 ; Jackson et al., 2001).

La baie de Chesapeake n'est sûrement pas un cas isolé. A des degrés divers, la même évolution est vraisemblablement intervenue dans de très nombreuses baies côtières (Rothschild et al., 1994), dont il est difficile aujourd'hui d'estimer la richesse initiale en coquillages filtreurs. Des études montrent par exemple que de très larges bancs d'huîtres, aujourd'hui totalement disparus, couvraient l'ensemble des côtes de la mer du Nord, mais aussi sa partie centrale, jusqu'au milieu du 19<sup>e</sup> siècle (Olsen, 1883 ; Houziaux et al., 2011). Sur le littoral atlantique français, de vastes gisements naturels de moules et

d'huitres plates ont été exploités pendant des siècles (Dupont et Rouzeau, 2015 ; Deschamps, 2016), et surexploités à partir du 19<sup>e</sup> siècle, lorsque l'utilisation des dragues à coquilles s'est développée (Dupont et Rouzeau, 2015). Victime de mortalités massives liées à un parasite, l'huître plate a presque totalement disparue des côtes dans les années 1920, au moment où se développait l'élevage de l'huître creuse portugaise (*Ibid.*). Incontestablement, cette évolution a contribué à une très forte réduction du pouvoir d'épuration des écosystèmes côtiers. A contrario, les modèles de simulation (Ulanowicz et Tuttle, 1992), mais également plusieurs études expérimentales (Newell, 1988 dans la baie de Chesapeake ; Lenihan, 1999 dans la baie de Pamlico, USA) ont montré que la restauration des gisements naturels de filtreurs et en particulier d'huitres peut réduire substantiellement les épisodes d'eutrophisation côtière.

#### 5.4.3. Plus au large : contrôle par le zooplancton et cascades trophiques

Plus au large, sur le plateau continental, c'est un autre processus, souvent plus complexe, qui aboutit à la prolifération des algues, en relation avec la diminution d'abondance des brouteurs et en particulier du zooplancton (Gruner et al., 2008 ; Worm et Lotze, 2006 ; Worm et al., 2002). Ici aussi, la surpêche peut jouer un rôle et aggraver les phénomènes d'eutrophisation. Deux schémas un peu différents ont été mis en évidence. Dans certains cas, la prolifération accompagne un phénomène de cascade trophique, qui est lié à la surexploitation non pas des coquillages, mais des grands poissons prédateurs (Scheffer et al., 2005 ; Frank et al., 2005 ; Casini et al., 2008 ; Erikson, 2012). Il y a alors augmentation de l'abondance de leurs proies, c'est-à-dire des poissons fourrage, donc baisse de la densité des proies des proies, c'est-à-dire le zooplancton, et finalement hausse de l'abondance des proies des proies des proies, c'est-à-dire le phytoplancton. Ce qui se joue dans un tel cas n'est pas seulement un changement des abondances à chaque étage du réseau trophique. C'est également un jeu du « qui contrôle qui » et des changements de contrôle au sein de l'écosystème. Les blooms phyto-planctoniques interviennent en réponse aux apports de nitrates, parce que le contrôle par le zooplancton s'affaisse parallèlement. Celui-ci ne peut plus proliférer, comme il aurait pu ou dû le faire, car il est en quelque sorte passé sous le contrôle des poissons fourrage, que ne contrôlent plus les poissons prédateurs surexploités.

Comme le résume le rapport d'Erikson (2012), ce type d'évolution est clairement démontré avec l'exemple de l'écosystème marin du banc George, au large de la Nouvelle-Écosse au Canada. L'effondrement de la communauté des poissons benthiques, à la suite de la pêche intense qui y a été pratiquée dans les années 1985 à 1995, est ici allé de pair avec un changement général de l'abondance de phytoplancton, passée d'un niveau bas dans les années 1960-1970 à un niveau élevé dans les années 1990-2000 (Frank et al., 2005). Après le déclin des principaux grands prédateurs surpêchés (cabillaud, églefin, merlu, lieu noir...), la biomasse de leurs proies a considérablement augmenté, notamment celle des petits poissons pélagiques, des crabes et des crevettes (Frank et al., 2005). Ce passage vers une communauté de poissons planctivores de plus petite taille a eu des conséquences sur la communauté du zooplancton, dans laquelle l'abondance des espèces de grande taille est passée d'un niveau élevé à un niveau faible (Mountain and Kane, 2010). Des analyses de corrélation ont montré que, depuis les années 1970, les changements annuels du stock de poissons benthiques se sont ainsi reflétés de manière négative au niveau des petits poissons pélagiques et du phytoplancton, et de manière positive au niveau du zooplancton de grande taille (Frank et al., 2005). En définitive, la surexploitation des poissons démersaux de grande taille a contribué à une augmentation de la quantité de phytoplancton, en diminuant de manière indirecte l'abondance des espèces de zooplancton de grande taille et, en conséquence, la pression générale exercée par les brouteurs.

Même si les relations entre espèces sont souvent très complexes, ce type de schéma semble être intervenu également en mer du Nord, où la structure de l'écosystème a changé dans les années 1980, avec une augmentation sensible de la biomasse algale du phytoplancton (Reid et al., 2001 ; Weijerman et al., 2005 ; McQuatters-Gollop et al., 2007). Les auteurs s'accordent ici pour dire que ce changement a des causes environnementales (*Ibid.* ; Beaugrand, 2004), mais qui semblent agir en synergie avec la

surexploitation des prédateurs supérieurs, en particulier des morues et des lieux noirs. Les modèles trophiques développés par Vasas et al. (2007) confortent ce résultat, en attribuant un rôle déterminant, dans les proliférations algales, à la surexploitation des poissons prédateurs et à des processus de cascade trophique.

L'évolution semble plus nette encore dans le Kattegat au large du Danemark, où le nombre des cabillauds a été divisé par quatre du fait de la surpêche, et la quantité de prédateurs de petite taille tels que les gobies noirs, multipliée par six. Il semble ainsi que la surpêche du cabillaud a pu entraîner des effets en cascade favorisant les proliférations d'algues filamenteuses en réduisant de manière indirecte la pression de broutage exercée par les brouteurs invertébrés (Moksnes et al., 2008 ; Baden et al., 2010 ; Eriksson et al., 2011). De la même manière, dans l'écosystème du sud de la mer Baltique, le stock de morue a été gravement surexploité et est en baisse depuis le milieu des années 1980, suivi dans les années 1990 et 2000 par une multiplication par quatre de la biomasse du sprat - le poisson fourrage – et par une hausse globale du phytoplancton, qui coïncide avec une forte augmentation de l'intensité des proliférations printanières (Casini et al., 2008 ; HELCOM, 2009). D'une manière générale, les auteurs notent que ces effets en cascade sont d'autant plus marqués que les réseaux sont simples et dominés par un petit nombre d'espèces prédatrices (Jackson et al., 2001; Frank et al., 2005; Casini et al., 2008; Eriksson et al., 2011).

Un schéma un peu différent est observé dans d'autres écosystèmes, avec comme exemple typique l'évolution intervenue en mer Noire (Daskalov, 2002 ; Daskalov et al., 2007). Depuis la modification intervenue au niveau de la composition des stocks de poissons dans les années 1970, la fréquence et l'intensité des proliférations de phytoplancton y ont considérablement augmenté (Zaitsev, 1992 ; Kideys, 1994; Daskalov, 2002). Dans un premier temps, c'est le schéma précédent qui s'est appliqué. Ainsi, au début des années 1970, la surexploitation des grands poissons pélagiques, notamment les thons, conduit au développement des stocks d'anchois, de sprat et de chinchard à queue jaune. Le zooplancton décroît et le phytoplancton augmente, en même temps que sa composition spécifique change (Zaitsev, 1992 ; Daskalov et al., 2007). Dans les années 1990 un second schéma s'installe, lié au processus de pêche vers les bas niveaux trophiques (Daskalov, 2002 ; Daskalov et al., 2007). Les poissons fourrage sont surexploités à leur tour, et leur abondance diminue fortement. Pourtant, la communauté de zooplancton ne retrouve pas son niveau antérieur, car une espèce de cténophore, introduite accidentellement par les navires de commerce vidant leurs ballastes, prolifère alors et occupe la place laissée vacante par les poissons fourrage. Les proliférations de phytoplancton redoublent d'autant plus que les apports de nitrate augmentent. Cet exemple illustre les effets synergiques des pollutions agricoles, des phénomènes d'invasion biologique et de la surpêche (Ibid. ; Mee, 1992). Il montre aussi que le processus de pêche vers les bas niveaux trophiques, induits par la surexploitation des ressources halieutiques, peut favoriser le développement simultané des pullulations de méduses et des épisodes d'eutrophisation.

Plus généralement, on retiendra de ces exemples, que le développement des épisodes d'eutrophisation doit être replacé dans un contexte écologique plus général, où la baisse de la biodiversité fonctionnelle au sein des écosystèmes voit se multiplier les situations qu'on peut qualifier de dysfonctionnement écosystémique. La perte ou l'affaiblissement des fonctions de contrôle trophique joue ici un rôle essentiel. Elle est la conséquence du changement global, dont la surpêche est en milieu marin l'un des drivers principaux.

## 5.5. Transferts, rétention et transformation des nutriments

### 5.5.1. Le rôle de la structure du paysage sur les flux de nutriments sortant des bassins versants

Patrick Durand

INRA, UMR SAS

Gilles Pinay

CNRS, Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes

Irstea, RiverLy Lyon

Les sources de nutriments d'origine agricole sont majoritairement des sources diffuses, ce qui laisse supposer, en première approximation, une certaine homogénéité de leur distribution dans les paysages, si ceux-ci sont majoritairement agricoles. Néanmoins, dès les années 1980, on a pu mettre en évidence que la capacité des paysages à retenir une partie des polluants potentiels était liée en grande partie à leur hétérogénéité quant aux processus de transfert, de piégeage et de transformation. Cela a donné lieu à une série de concepts qui, selon qu'on s'intéresse plutôt au transfert ou à la rétention, peuvent se répartir en deux groupes :

-le concept de zones contributives ou CSA (critical source area). Ce concept s'applique aux zones riches en polluants mobilisables dont la connexion, permanente ou temporaire avec le réseau hydrographique, en fait la source principale de pertes en polluants. Il peut s'agir par exemple, pour le phosphore particulaire, de versants pentus bordant le cours d'eau, ou, pour le nitrate, de parcelles drainées dont les exutoires se déversent dans le cours d'eau. L'intérêt opérationnel de ce concept est de redonner un caractère ponctuel à une source diffuse, afin de faciliter l'action en la concentrant dans l'espace.

-le concept de zones tampons. Ce concept s'applique aux zones le plus souvent non agricoles situées sur les voies de transfert des polluants entre les parcelles agricoles et le réseau hydrographique dont les propriétés physiques ou biogéochimiques favorisent le piégeage ou la transformation de ces polluants. Il s'agit par exemple, pour le phosphore particulaire, de bandes enherbées favorisant l'infiltration du ruissellement, ou, pour le nitrate, de zones humides riveraines qui vont transformer ce nitrate en biomasse (prélèvement par la végétation) ou en gaz (dénitrification). L'intérêt opérationnel de ce concept est d'imaginer des aménagements paysagers localisés abattant les émissions en provenance des parcelles.

#### 5.5.1.1. Zones contributives

Les premières utilisations du terme remontent aux hydrologues des années 1970 qui désignaient ainsi les zones générant du ruissellement et contribuant ainsi à l'écoulement de crue. Le concept s'est ensuite surtout appliqué aux polluants liés aux transferts particuliers, dont l'hétérogénéité spatio-temporelle est particulièrement marquée. Une zone contributive est donc une zone qui combine un stock de phosphore mobilisable important, des caractéristiques topographiques, pédologiques et de couverture du sol favorisant le ruissellement, et une connectivité directe avec le réseau hydrographique.

Pour l'azote, ce concept se réduit le plus souvent à identifier les parcelles ou exploitations présentant un excès d'apport très supérieurs aux autres, en faisant implicitement l'hypothèse que le potentiel de transfert vers le réseau hydrographique est plus ou moins homogène. Toutefois, sans faire référence à ce concept, de nombreuses études, notamment opérationnelles, se sont attachées à montrer, par

exemple, la sensibilité différenciée des sols au lessivage, selon leur texture, leur profondeur, leur hydromorphie, etc.

Une façon d'unifier ce concept serait possible via la considération de la structuration spatiale des temps de transfert. De fait, les zones contributives sont des zones qui combinent un stock de polluant mobilisable important (ou rapidement reconstitué) avec un temps de transfert « court » (en pratique, inférieur à l'horizon temporel de l'estimation des flux arrivant au réseau).

Une raison de la plus grande importance de ce concept pour le phosphore que pour l'azote est que de nombreuses études montrent l'avantage de cibler des actions de mitigations sur ces CSAs, avec une baisse significative et rapide des concentrations en phosphore, alors que pour l'azote, en général, les actions restreintes à une faible proportion de la surface d'un bassin versant ont des effets plutôt faibles. Parmi ces actions, on peut citer les clôtures en bordure de cours d'eau pour interdire l'accès aux animaux pâturent, les dispositifs réduisant le ruissellement (talus, bandes enherbées, etc) disposés en courbes de niveaux sur les versants, la gestion différenciée des parcelles hydromorphes (notamment drainées), etc.

#### *5.5.1.2. Zones tampons : processus en jeu*

D'un point de vue général, on peut définir une zone tampon comme un écotone traversé par un flux qui va modifier le signal entrant en diminuant son intensité, ou parfois sa variabilité, son amplitude de variation, etc. Dans le cas des nutriments, les processus en jeu sont divers :

- stockage d'eau (et éventuellement évaporation) (et donc des formes solubles N et P) ;
- sédimentation de particules, par baisse de la vitesse de la lame ruisselée ou infiltration (formes particulaires, surtout pour P) ;
- fixation physico-chimique (passage de phase soluble à phase adsorbée ou précipitée (surtout pour P, accessoirement pour  $\text{NH}_4^+$ ) ;
- fixation biologique (assimilation par les micro-organismes ou la végétation) (pour N et P) ;
- pour l'azote, dénitrification (transformation du nitrate en un mélange gazeux, en proportions variables, de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{N}_2$ ).

Ces processus sont sous la dépendance de facteurs très divers, et les différents écotones vont favoriser plus ou moins l'un ou l'autre d'entre eux. Ainsi, le stockage d'eau va être fonction du volume poral et du régime hydrique ; la sédimentation va être fonction de la topographie et de la structure de la végétation ; la fixation physicochimique de la texture, de la teneur en matière organiques, en oxy-hydroxydes (Fe et Al) et des conditions d'oxydo-réduction ; la fixation biologique, de l'activité biologique du sol, de la productivité de l'écosystème et de son mode de gestion ; la dénitrification, de la présence de bactéries dénitrifiantes actives et de substrat carboné assimilable et des conditions redox.

Là encore, une unification conceptuelle serait possible via les concepts de temps de résidence, temps de renouvellement, surface de contact active, réactivité.

Quoiqu'il en soit, on peut néanmoins avancer une quantification grossière de ces processus<sup>1</sup>. En période végétative, la fixation par les plantes et les microorganismes va être très active, et ce d'autant plus que la végétation sera active. Bien qu'il soit difficile de raisonner en terme de surface, surtout pour des structures linéaires, il est bon de rappeler que l'ordre de grandeur des prélèvements par la végétation est de la centaine de kg N/ha/an et de la dizaine de kg P/ha/an. La dénitrification peut atteindre, dans les conditions les plus favorables, plusieurs centaines de kgN/ha/an, et aura lieu en période d'anoxie, c'est-à-dire en conditions de saturation en eau, avec une vitesse de circulation faible. Ces conditions peuvent être très variables suivant le régime hydrique de la zone tampon concernée. Dans les zones humides permanentes (marais, certaines zones alluviales à l'aval des cours d'eau), elles peuvent intervenir toute l'année. Dans les zones humides de têtes de bassin et de plateau, ce sera en saison

---

<sup>1</sup> Il s'agit ici de l'estimation des niveaux des processus à l'échelle locale ; pour l'estimation intégrée à l'échelle du paysage, voir plus loin.



humide, hormis pendant les épisodes les plus humides où les conditions sont trop circulantes pour permettre l'anoxie (il faut en effet quelques jours pour que les microorganismes consomment tout l'oxygène dissous dans l'eau). Le stockage de phosphore par sédimentation ou insolubilisation peut atteindre plusieurs dizaines de kg/ha/an. Cela dit, certains phénomènes sont réversibles : les sédiments déposés peuvent être repris par des crues ou des ruissellements concentrés, les éléments adsorbés peuvent être resolubilisés ; la littérature rapporte ainsi de nombreux cas de bandes enherbées stockant du phosphore dans les années suivant leur implantation, puis le déstockant ensuite, par saturation des sites d'adsorption et/ou création de chemins préférentiels pour le ruissellement. De même, une partie des nutriments absorbés par les végétaux est progressivement reminéralisée après la mort ou de la senescence des tissus. Finalement, seule la dénitrification jusqu'au stade  $N_2$  peut être considérée comme une élimination définitive d'azote réactif.

Le relais de ces phénomènes dans le temps et l'espace a notamment des conséquences sur la modification du ratio N:P des émissions vers le cours d'eau. Il est par exemple avéré que lors des phases anoxiques, une zone humide retiendra une forte proportion d'azote, mais pourra relarguer du phosphore soluble, donc des flux à N :P très faible ; en période oxydée hivernales, les nitrates seront peu retenus, à l'inverse du phosphore, produisant des flux à N :P très élevés ; en période végétative, les deux éléments seront retenus, et les ratios N :P pourront être très variables, pour des flux faibles. Les conséquences de ces variations à la fois de flux et de ratios sur l'écologie des hydrosystèmes aval sont encore peu étudiées.

Le chapitre suivant considère l'évolution des zones contributives et tampons le long du continuum terre-mer.

#### 5.5.2. Apports, transferts, rétention et élimination des nutriments azotés et phosphorés le long des continuums terre - mer

L'azote et le phosphore générés par des activités anthropiques peuvent être transférés dans les bassins versants sous formes ponctuelles ou diffuses. Ce constat a été clairement identifié dès les années 1970 par les travaux d'Omernik (1981) qui reliait dans une étude sur plusieurs centaines de bassins versants américains la relation existant entre le pourcentage de terres agricoles, la densité de population et les flux d'azote et de phosphore aux exutoires des bassins versants. Le mode de transfert ponctuel (par exemple rejets industriels ou stations d'épurations) est relativement simple à identifier et à quantifier puisque les rejets sont bien repérés spatialement (voir chapitre 7). Les apports diffus sont beaucoup plus difficiles à déterminer et à quantifier spatialement. Ils représentent cependant la majeure partie des apports d'azote dans les cours d'eau (Howarth et al., 2006). Les conséquences des apports ponctuels et diffus sur l'eutrophisation sont similaires. Cependant, le temps de transit de ces éléments depuis les sources de pollution jusqu'aux écosystèmes aquatiques est différent. En effet, les apports ponctuels sont le plus souvent directement déversés dans les écosystèmes aquatiques alors que les seconds sont généralement transférés sur les sols et nécessitent un transfert par ruissellement ou via des écoulements de subsurface ou profonds. Il en résulte que la rétention ou l'élimination des apports ponctuels directs pourra être seulement effective dans les écosystèmes aquatiques et leurs annexes (zones inondables, bras morts...), alors que les apports diffus pourront être potentiellement régulés dans différentes structures paysagères existant dans les bassins versants, en amont du lit majeur des cours d'eau.

A cette différence entre apports ponctuels ou diffus, vient s'ajouter une différence majeure entre les cycles de l'azote et du phosphore qui affecte leur mode de transfert. Le cycle de l'azote comprend des phases gazeuses dont la principale est inerte ( $N_2$ ) mais aussi d'autres formes très réactives ( $N_2O$ ,  $NO$ ,  $NH_3$  notamment) alors que le cycle du phosphore ne possède pas de phase gazeuse, mis à part le cas anecdotique de la phosphine (voir chapitre 4 pour le détail des cycles). Cela n'empêche pas des transferts de phosphore par voie aérienne sous forme particulaire (Tipping et al., 2014); (Stoddard et

al., 2016) mais ne permet pas son élimination sous une forme gazeuse inerte comme pour l'azote. L'élimination de l'azote des sols, sédiments et des eaux est majoritairement due à la dénitrification microbienne (Knowles, 1982), même si l'Anammox peut jouer un rôle important dans le milieu marin (Strous and Jetten, 2004). Il existe des formes minérales stables du phosphore (apatite par exemple) qui permettent sa rétention mais pas son élimination. Les formes les plus mobiles de l'azote et du phosphore sont respectivement le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et l'orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) qui sont transportées sous forme dissoute dans l'environnement. Dans la suite de la revue, les cas de l'azote et du phosphore seront traités séparément du fait de leurs spécificités.

#### 5.5.2.1. Principaux hot spot d'élimination de l'azote

(Jones et al., 1976) ont publié la première étude sur 34 bassins versants de taille variant entre 6 et 4000 ha qui souligne sans équivoque que la concentration en nitrate des cours d'eau était inversement corrélée avec le pourcentage de zones humides dans les bassins versants. Ils concluaient leur étude par l'hypothèse suivante: *"the nutrient concentrations found in a tributary near its mouth represent an integration of hydrologic and chemical processes after derivation from the initial sources. It is unlikely that losses are equal all parts of the watershed"*.

Depuis, des études plus récentes ont permis d'évaluer que les écoulements d'eau des cours d'eau provenaient pour environ 25% d'eaux récentes (mois de 3 mois) et 75% d'eau plus âgées, plusieurs années ou dizaines d'années (Jasechko et al., 2016). Par ailleurs (Trauth et al., 2014) ont montré que le temps de résidence des eaux de nappes rejoignant les eaux de surface via les zones hyporhéiques n'était pas suffisant pour éliminer les nitrates présents le cas échéant. Il est fort probable qu'il en est de même pour les ripisylves. Par conséquent, les structures paysagères discutées plus loin n'auraient qu'un impact potentiel sur les flux de nitrates transportés par les eaux récentes via les écoulements de surface, hypodermique ou de subsurface ; c'est-à-dire 25% des écoulements. Il en résulte que seuls les sols peuvent potentiellement retenir ou éliminer les nitrates qui vont s'infiltrer dans les nappes phréatiques profondes (75% des écoulements).

##### 5.5.2.1.1. Ripisylves

Les travaux de (Peterjohn and Correll, 1984) ont mis en évidence, grâce à des bilans de masse entre les entrées et les sorties d'azote dans les zones humides boisées bordant les cours d'eau (ripisylves), que ces dernières retenaient ou éliminaient de façon constante les apports d'azote provenant du versant adjacent. Le processus majeur invoqué pour expliquer cette élimination était la dénitrification microbienne, même si ces auteurs ne l'avaient pas mesuré à l'époque. De nombreux travaux ont ensuite confirmé que la dénitrification était bien le processus impliqué dans l'élimination de l'azote dans les ripisylves, mais aussi dans les zones humides en général (Pinay & Décamps 1988; Groffman and Tiedje, 1989a, 1989b ; ainsi que Groffman et al., 2006 et Burt et al., 2010 pour une revue).

Le principe général de l'élimination de l'azote dans les ripisylves est le suivant (Figure 5.15).

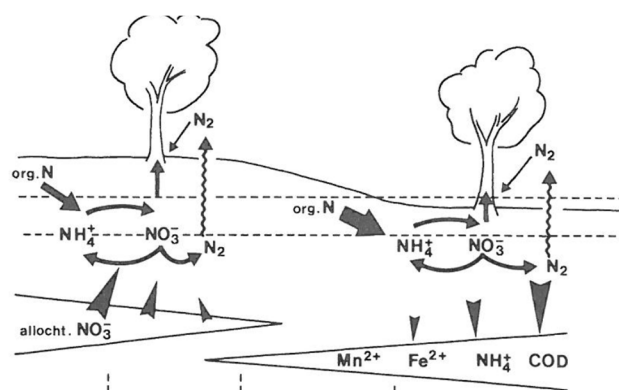
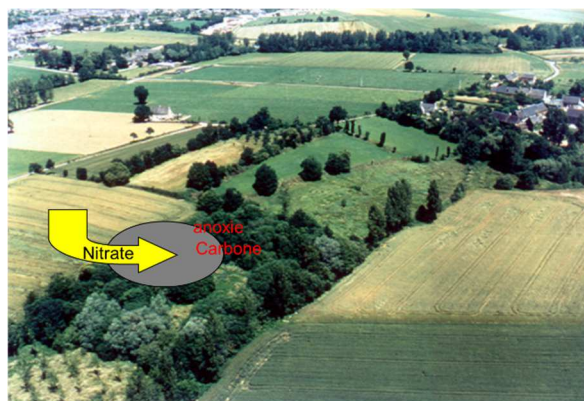


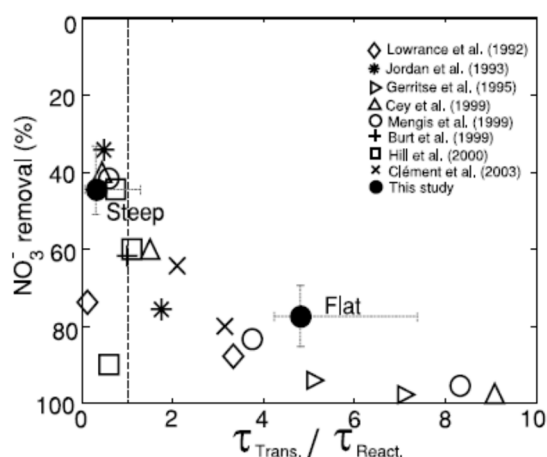
Figure 5.15 : Schéma conceptuel du cycle de l'azote dans les ripisylves. Pinay & Décamps 1988.

Beaucoup d'études ont tenté de valider ce schéma de principe dans différents contextes hydrogéomorphologiques avec plus ou moins de succès. Il est clair que les ripisylves peuvent représenter des zones tampons pour les pollutions azotées diffuses parce qu'elles possèdent les caractéristiques nécessaires à la réalisation de la dénitrification microbienne, à savoir, l'anoxie, la présence de carbone organique bio-assimilable et l'apport de nitrate provenant des versants adjacents ou des nappes plus profondes. A ce titre elles représentent des *hot spots* de dénitrification (Fig. 5.16 ; (McClain et al., 2003).



**Figure 5.16 :** le concept de *hot spot* de dénitrification appliqué aux ripisylves. McClain et al 2003

Cependant, il est très difficile a priori de quantifier leurs capacités intrinsèques (Lowrance et al., 1997 ; Jacinthe et al., 1998; Hedin et al., 1998; Hill et al., 2000; Sabater et al., 2003). En effet, le facteur limitant la dénitrification est le rapport entre la vitesse de réaction de dénitrification et le temps de résidence de l'eau et des nitrates dans les ripisylves. Ce ratio est appelé ratio de Damköhler. Dans une étude récente (Ocampo et al., 2006) ont montré que l'on pouvait déterminer la capacité tampon des ripisylves en utilisant ce ratio comme indicateur (Fig. 5.17).



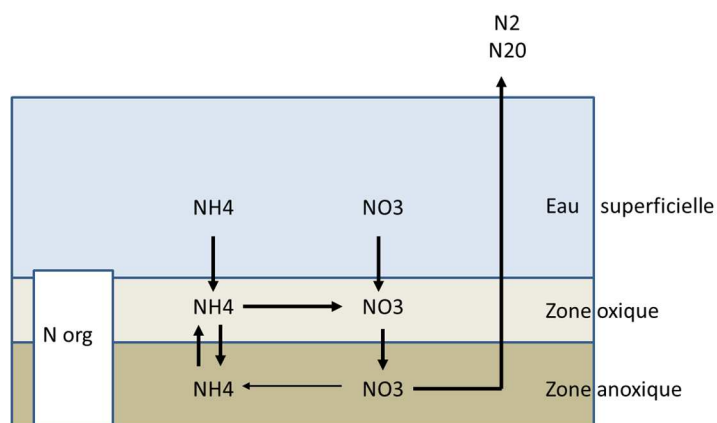
**Figure 5.17 :** Relation entre capacité tampon des ripisylves et leur ratio de Damköhler (taux de transport des nitrates ( $\tau_{trans}$ ) sur taux de dénitrification ( $\tau_{react}$ ). Ocampo et al. 2006.

La difficulté réside cependant dans la mesure du temps de transfert (inverse du temps de résidence) des nitrates dans les ripisylves. L'évaluation du temps de résidence prévaut non seulement pour la dénitrification dans les ripisylves, mais aussi dans toutes les autres structures paysagères dans lesquelles les conditions nécessaires à ce processus sont réunies. En effet, il existe potentiellement bien d'autres environnements dans lesquels on peut trouver des conditions d'anoxie, de la matière organique bio-

assimilable et des nitrates. Ainsi, les zones humides en général qu'elles soient naturelles (Saunders and Kalff, 2001) ou construites (Vymazal, 2007) constituent aussi des hot spot de dénitrification potentielle.

#### 5.5.2.1.2. Lacs et barrages

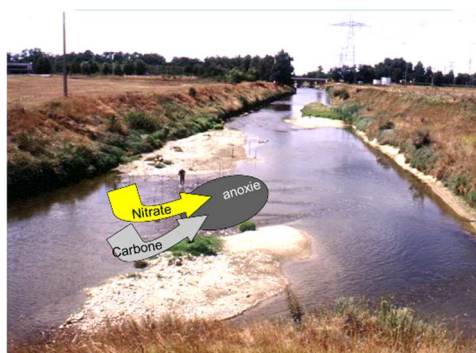
Les sédiments des lacs ou des barrages (Harrison et al., 2009) sont aussi des environnements où la dénitrification peut être active, ménageant une zone anoxique plus ou moins profonde (Fig. 5.18). La capacité de dénitrification est là aussi fonction du temps de résidence de l'eau dans la retenue et du rapport entre surface de sédiment et volume d'eau.



**Figure 5.18 :** Cycle simplifié de l'azote aux interfaces eau-sédiments dans les lacs.

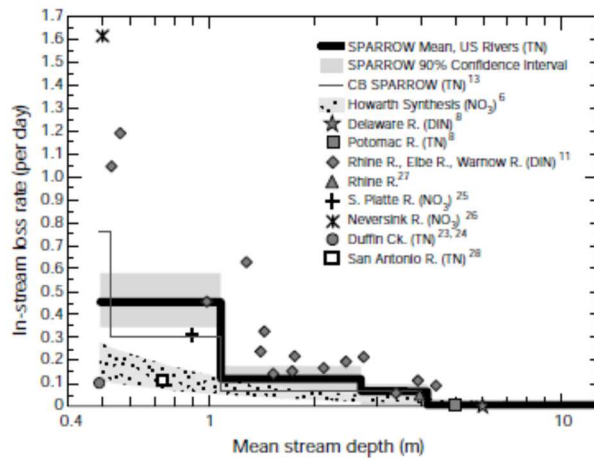
#### 5.5.2.1.3. Zone hyporhéique

La quatrième structure paysagère qui a été beaucoup étudiée est la zone hyporhéique, zone d'échange entre eau de nappe et eau superficielle dans le fond des cours d'eau (voir Hill, 1996; Brunke and Gonser, 1997; et Boulton et al., 1998 pour une revue).



**Figure 5.19 :** la zone hyporhéique : hot spot de dénitrification

Le principe général est similaire à celui des ripisylves mis à part que le carbone organique bio-disponible est majoritairement apporté par les eaux de surface ou de subsurface (Fig. 5.19). D'une manière générale, tout ce qui permet de ralentir l'écoulement de l'eau dans la rivière et de favoriser les échanges entre le cours d'eau et cette zone hyporhéique, que ce soit la présence de seuil et de mouille, de méandres, de chenaux secondaires, d'embâcles, favorisent la dénitrification (Wondzell and Swanson, 1996a, b; Gurnell et al., 2002; Ensign and Doyle, 2006; Azinheira et al., 2014). A l'échelle des réseaux hydrographiques, le taux de dénitrification est plus élevé dans les petits cours d'eau peu profonds que dans les grands fleuves (Fig. 5.20 ; Alexander et al., 2000).

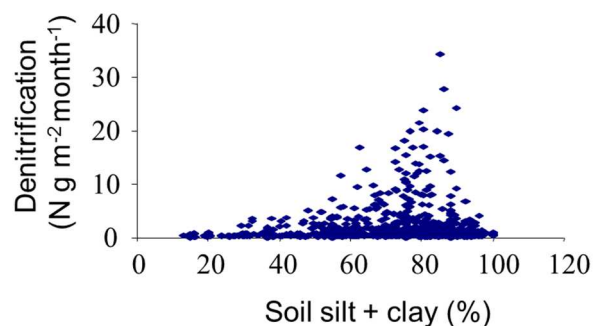


**Figure 5.20** : relation entre la profondeur des cours d'eau et le taux de dénitrification dans les sédiments. Alexander et al. 2000

De plus la longueur cumulée de petits cours d'eau de faible numéro d'ordre augment encore à l'échelle des réseaux hydrographiques l'importance de la dénitrification dans les sédiments des rivières de têtes de bassins.

#### 5.5.2.1.4. Zones inondables

Les zones inondables constituent aussi des pièges à sédiments mais aussi à matières organiques transportées pendant les épisodes de crue (Brinson, 1993). Ces zones humides intermittentes peuvent alors présenter un fonctionnement biogéochimique similaire à celui des zones humides classiques et présenter une interface aérobie-anaérobie favorable à la dénitrification (Pinay et al., 2000; Pinay et al., 1995). Par ailleurs, les zones inondables sur lesquelles se déposent des sédiments fins (limons et argiles) sont plus propices à la dénitrification que celles sur lesquelles se déposent des sédiments grossiers (Fig. 5.21).



**Figure 5.21** : Relation entre l'activité dénitrifiante des sédiments des zones inondables en fonction des teneurs en limons et argiles. Pinay et al. 1995 et 2000

La configuration géomorphologique des zones inondables repérable par imagerie satellitaire permet de quantifier les zones à sédimentations fines et donc de déterminer les hot spots dénitrifiants potentiels. Il faut noter qu'en fonction du contexte géomorphologique des plaines inondables et de l'épisode de crue, les zones inondables peuvent être des puits d'azote lors des phases de déposition, mais aussi des sources de matières organiques lors des phases d'érosion (Corenblit et al., 2007). Nous reviendrons sur cet aspect dans le chapitre consacré au phosphore.

#### 5.5.2.1.5. Les sols

Les sols constituent l'interface majeure entre les apports diffus et les nappes phréatiques qui contribuent pour environ 75% des écoulements dans les cours d'eau. Par conséquent, c'est au niveau en premier lieu au niveau des sols qu'il faut agir pour retenir ou éliminer l'azote, que ce soit par exemple par une limitation des intrants, des cultures d'hiver qui limitent l'érosion et le lessivage, une augmentation des apports de carbone organique. La dénitrification peut être importante dans les sols, même en conditions globalement aérés (Conrad 1998). En effet, il existe très souvent des microsites anaérobies dans les matrices de sols globalement aérobies, créant ainsi des zones très favorables à la dénitrification (Parkin, 1987). Les fortes teneurs en matières organiques, en argiles et limons peuvent être considérées comme des proxys de la dénitrification.

#### 5.5.2.1.6. Les nappes phréatiques

Une très faible part du carbone organique des sols percole dans les nappes phréatiques, limitant la possibilité de dénitrification hétérotrophe. Cependant, il est possible qu'il y ait une dénitrification chimolithotrophe en présence de pyrite qui est alors oxydée en sulfate alors que les nitrates sont transformés en azote gazeux (Hosono et al., 2014). Les temps de transits généralement long (plusieurs dizaines d'années) dans les aquifères profonds, même ceux des têtes de bassins (Kolbe et al. 2016) peuvent favoriser ce processus, si tant est qu'il y ait de la pyrite.

#### 5.5.2.1.7. Evaluation de l'effet cumulé des hot spots dénitrifiants dans les bassins versants

La présence de l'une ou plusieurs de ces structures dans le bassin versant est le gage d'une capacité potentielle d'élimination de l'azote par dénitrification. La figure 5.22 qui relie apports et sorties d'azote dans les grands bassins fluviaux montre que la régression est certes linéaire, c'est-à-dire que plus il y a d'apports, plus il y a d'exportation dissoute et particulaire, mais la régression ne passe pas par l'axe 1:1.

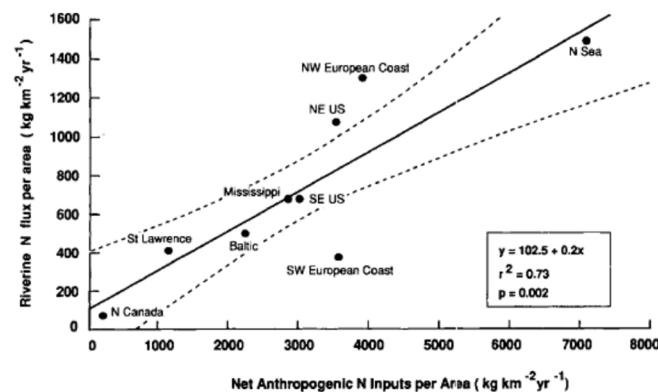
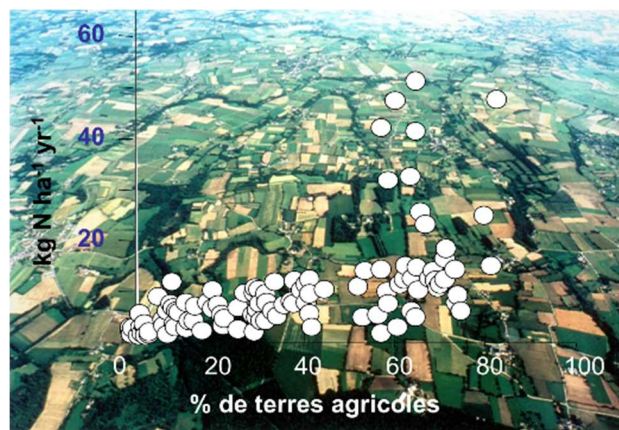


Figure 5.22 : Relation entre apports d'azote et flux à l'exutoire des grands bassins. Howarth et al. (2006)

Cela signifie qu'une partie importante des apports est éliminée par dénitrification. En effet, les bilans de masse entre les apports d'azote par les activités humaines et les sorties sous formes dissoutes ou particulaires à leurs exutoires révèlent que le processus de dénitrification correspond à environ 30% des apports (Seitzinger et al., 2006 ; Howarth et al., 2006). Cette relation linéaire entre apports d'azote dans les bassins versants et exportation dans les cours d'eau qui les drainent est valide pour des grands bassins versants, mais ne l'est plus lorsque qu'on s'adresse aux têtes de bassins (Fig. 5.23).





**Figure 5.23 :** Relation entre pourcentage de terres agricoles dans les petits bassins versants (<500 km<sup>2</sup>) et flux d'azote à l'exutoire. (Burt and Pinay, 2005)

En effet, Il apparaît qu'à ces échelles fines (quelques dizaines de km<sup>2</sup>) ce n'est plus seulement le pourcentage d'usage des sols qui importe pour estimer les pertes aux exutoires, mais aussi l'arrangement spatial de ces usages (Burt & Pinay 2005). Les têtes de bassins sont jusqu'à présent peu ou pas échantillonnées par les programmes de surveillance (Bishop et al., 2008), probablement parce qu'elles présentent une grande variabilité de flux. Pourtant il est maintenant admis que cette grande variabilité procure des informations sur les relations entre structures des paysages (l'arrangement spatial des usages et des hot spots) et qualité de l'eau des rivières qui les drainent (Strayer et al., 2003).

La difficulté majeure reste l'évaluation des capacités de dénitrification cumulées par toutes ces structures paysagères. Si l'évaluation d'une ou plusieurs structures peut être réalisée à grand renforts de lourds investissements en termes de mesures, il est impossible de quantifier toutes les structures paysagères. Il n'est pas possible non plus d'extrapoler les taux mesurés sur un site à d'autres sites du fait de la spécificité hydrogéomorphique et biogéochimique de chacun qui engendre une grande variabilité spatio-temporelle de la dénitrification (Groffman et al., 2006). Le développement de modèles mécanistes reste limité pour rendre compte des interactions hydrogéologiques et biogéochimiques complexes dans les bassins versants. Il existe des approches basées sur des indices topographiques qui calculent la surface contributive en tous points du bassin versant et permet de calculer les zones humides potentielles (Beven et al., 1984; Merot et al., 2003; Moussa, 2009). Cependant, il ne s'agit là que de zones humides potentielles qui ne rend pas compte des apports hydrologiques réels. Des approches hydrologiques quantitatives existent mais elles sont surtout validées à l'échelle du versant (McGlynn and McDonnell, 2003; McGlynn et al., 1999; McGlynn and Seibert, 2003).

Des modèles déterministes ont été développés à l'échelle des grands bassins versants (jusqu'à 100000 km<sup>2</sup>). On peut citer par exemple SWAT (Arnold et al., 1998), SWIM (Krysanova et al., 1998), INCA (Whitehead et al., 1998), HBV-N (Arheimer and Brandt, 1998). Ces modèles sont utilisés pour évaluer les capacités d'élimination de l'azote en faisant des approximations fortes sur les capacités de dénitrification des structures paysagères en utilisant des valeurs moyennes (Sahu and Gu, 2009; Lam et al., 2010; Ficklin et al., 2013; Poudel et al., 2013). Ces approches ne permettent pas non plus de relier structures de bassins versants et qualité de l'eau.

Une approche statistique commence à se développer. Elle ne vise plus à déterminer où se situent les zones tampons mais plutôt de prédire leur efficacité globale en utilisant d'une part des analyses de chroniques pour déterminer des patrons de réponses des bassins versants (Meybeck and Moatar, 2012; Moatar et al., 2013), et d'autre part en utilisant des associations de nouveaux proxys (Abbott et al., 2016; Pinay et al., 2015).

### 5.5.2.2. Principaux hot spot de rétention du phosphore

Le cycle du phosphore ne possède pas de phase gazeuse, hormis la phosphine qui ne représente pas un stock ou flux significatif. La rétention du phosphore dissous ou particulaire est fonction de 4 facteurs dominants, à savoir : i) le transport et flux d'entrée de P, ii) les processus biogéochimiques iii) la surface de rétention, iv) et le temps de résidence dans la zone de rétention (Reddy et al., 1999; Kroeger et al., 2013; Kroger and Law, 2005) (Fig. 524).

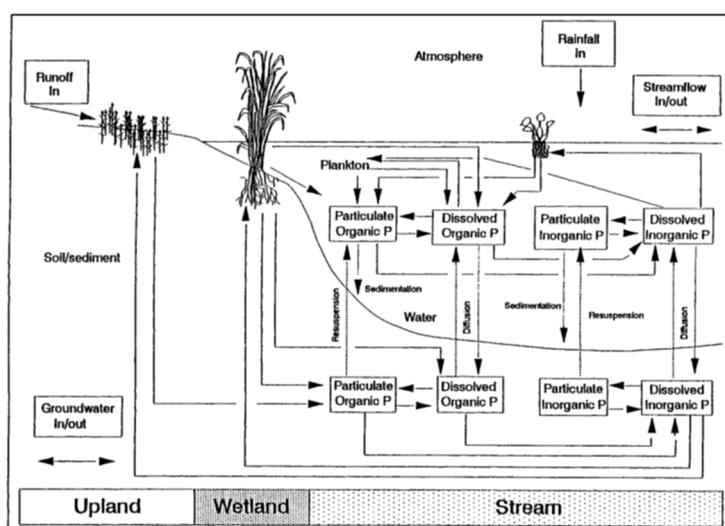


Figure 5.24 : Formes de phosphore dans les bassins versants (Reddy et al. 1999).

#### 5.5.2.2.1. Transport du phosphore

Dans les zones anthropisées comme l'Europe, et la France en particulier, la majeure partie des transferts de phosphore est réalisée sous forme dissoute ou particulaire de molécules organiques ou minérales par les eaux de ruissellement et les cours d'eau (Kronvang et al., 2009; Kronvang et al., 2007, Fig. 5.25). Les bilans de masse de phosphore sont traités dans le chapitre VI de l'ESCO.

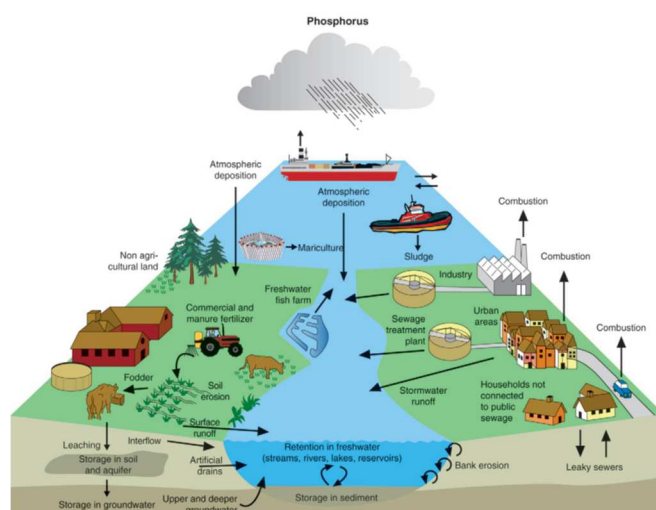
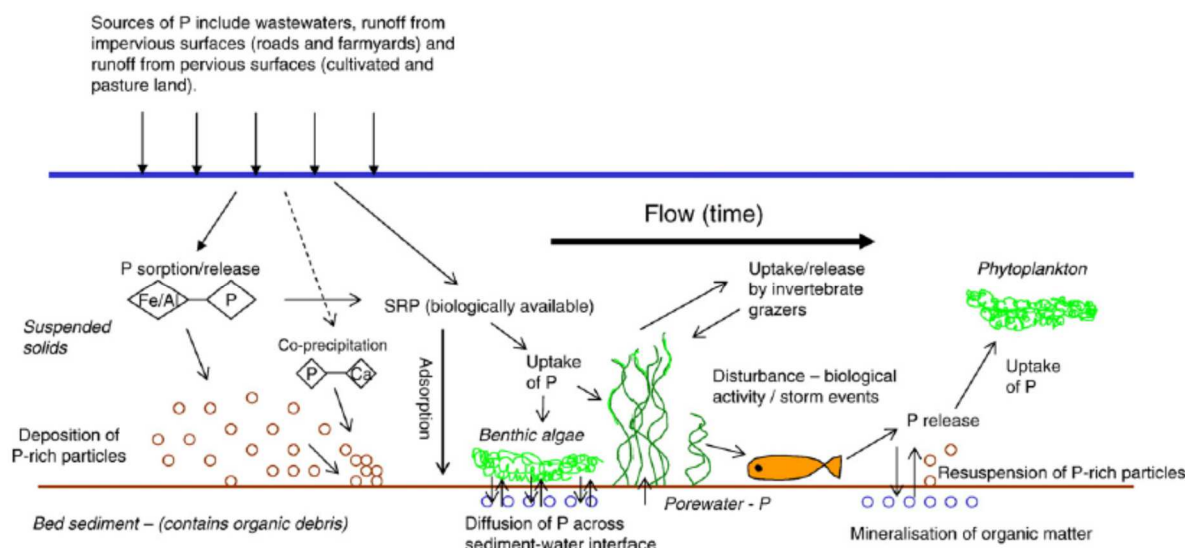


Figure 5.25 : Schéma simplifié des apports de phosphore dans les bassins versants et le milieu marin. Kronvang 2009

Les formes dissoutes sont transportées soit par diffusion ou advection et sont soumises à des échanges avec les matières solides par des processus d'adsorption-désorption, et de précipitation-dissolution pour les formes minérales. L'utilisation du phosphore par les organismes vivants résulte des processus



d'absorption-relargage pour les formes minérales et organiques (Reddy et al., 1999; Withers and Jarvie, 2008; Van Mooy et al., 2015). Les formes particulières sont transportées par les processus d'érosion-déposition. Les formes particulières organiques peuvent alors être décomposées en molécules organiques simples dissoutes ou en phosphore minéral (orthophosphate) qui peuvent alors être absorbées par les organismes vivants ou subir les processus d'adsorption-désorption ou précipitation-relargage pour les formes minérales (Fig. 5.26).

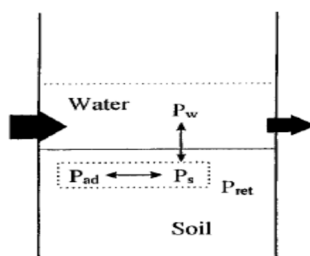


**Figure 5.26 :** Schéma simplifié du cycle du phosphore et de l'azote dans les cours d'eau. Withers & Jarvie 2008.

Le phosphore organique ou minéral adsorbé sur de très fines particules peut être mis en suspension à partir des sols lors d'épisodes de pluies intenses (Wang et al., 2016). Il peut alors être transporté par voie aérienne sur de longues distances (Tipping et al., 2014; Gross et al., 2015) et enrichir significativement les écosystèmes oligotrophes lacustres (Stoddard et al., 2016) ou marins (Benitez-Nelson, 2000).

#### 5.5.2.2.2. Processus biogéochimiques de rétention dans les sols et sédiments

Ces processus s'effectuent au niveau des sols et des sédiments et sont gouvernés par les échanges de phosphore entre l'eau superficielle et la matrice du sol ou du sédiment (Fig. 5.27).



**Figure 5.27 :** Interactions entre l'eau et la matrice du sol ou du sédiment ( $P_w$  : P dissous dans l'eau ;  $P_s$  : P soluble dans l'eau interstitielle ;  $P_{ad}$  : P adsorbé ;  $P_{ret}$  : P retenu dans la matrice). Reddy et al. 1999

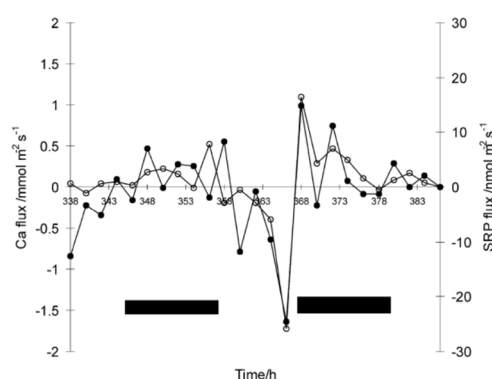
Les processus biogéochimiques des sols et sédiments décrits ci-dessous sont donc régis par les équilibres entre les concentrations en P interstitiel ( $P_s$  Fig. 5.27) et la concentration dans l'eau de surface ( $P_w$  Fig. 13). Ces équilibres sont aussi sous le contrôle de la quantité de P adsorbé dans les sols et sédiments ( $P_{ad}$  Fig. 5.27). En effet, les sites d'adsorption des sols et sédiments sont en quantité finie. Il

en résulte que la capacité des sols et des sédiments à retenir le phosphore est donc fonction de la quantité de phosphore déjà adsorbée. La capacité de rétention des sols et sédiments peut être estimée en déterminant des isothermes d'adsorption (EPCo) qui rendent compte de la concentration d'équilibre en phosphore entre l'eau interstitielle et l'eau libre (Reddy et al., 1995; Reddy et al., 1999).

L'adsorption du phosphore dans les sols oxygénés dépend de leur minéralogie (King et al., 2010; Penn et al., 2012; Kroeger et al., 2013). Dans les sols modérément acides le fer, l'aluminium et le manganèse dissous se combinent rapidement avec le phosphore disponible pour former des composés insolubles tels que la strengite ( $\text{FePO}_4$ ) ou la variscite ( $\text{AlPO}_4$ ). Ces processus se déroulent aussi en milieu neutre, mais dans une moindre mesure. Enfin dans les sols alcalins le phosphore se combine avec le calcium ou le magnésium pour former des composés peu ou pas solubles (Froelich, 1988; Reddy et al., 1999). La matière organique est aussi un composant important qui permet de retenir le phosphore sous forme organique mais aussi qui favorise les activités microbiennes qui recyclent le phosphore (Reddy et al., 1999).

Les sols, mais à fortiori les sédiments peuvent être sujet à des phases d'anoxie partielle ou totale (absence d'oxygène libre). Dans les conditions d'anoxie partielle, mais en présence de nitrate par exemple, le fer est maintenu sous forme ferrique et retient le phosphore. Par conséquent les sols ou sédiments qui dénitrifient constituent des sites de rétention du phosphore. Si les nitrates viennent à manquer, la demande en accepteur d'électron va entraîner la réduction du manganèse et du fer et relarguer le phosphore dans l'eau interstitielle du sol ou du sédiment et potentiellement dans l'eau superficielle.

Les associations entre le phosphore et le calcium ou l'aluminium ne sont pas sujettes aux variations de redox mais aux variations de pH. L'aluminium peut être dissous à pH très bas ( $< \text{pH } 4$ ) et le calcium à pH modérément acide. Dans ces conditions le phosphore sera relargué dans l'eau interstitielle. Par exemple, l'activité de photosynthèse et de respiration du périphyton sur les sédiments des zones humides ou des cours d'eau peuvent affecter leur pH, créant des variations nycthémérales de disponibilité en phosphore (adsorption le jour et relargage la nuit par baisse de pH résultant de production de gaz carbonique dissous, Fig. 5.28).



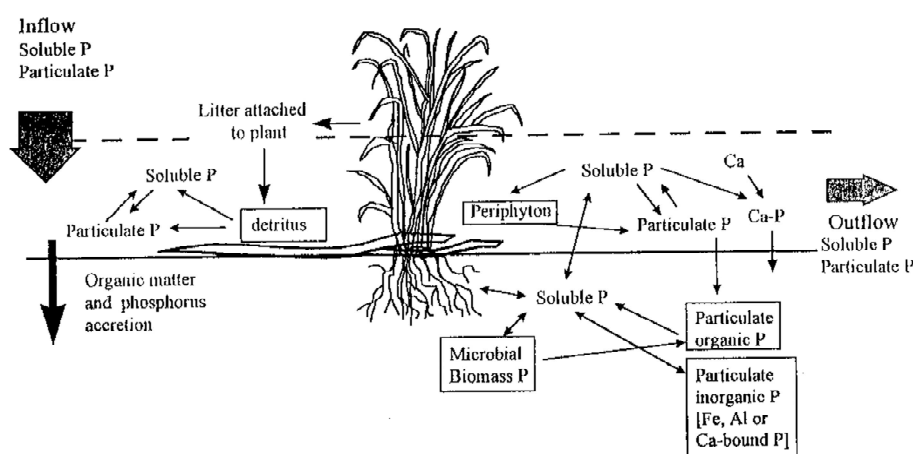
**Figure 5.28 :** variations nycthémérales des concentrations en calcium et phosphore réactif soluble dans les sédiments sous le périphyton. Relargage en positif. (House, 2003) ; (Woodruff et al., 1999).

#### 5.5.2.2.3. Les surfaces de rétention

Toute structure de paysage qui permet de retenir les sédiments et l'eau est une structure qui potentiellement peut retenir le phosphore. Par exemple, les sols, les haies, les bandes enherbées, les zones inondables, les ripisylves, les cours d'eau, les étangs ou les lacs, sont des pièges à sédiment, et donc potentiellement des pièges à phosphore. On parle de potentiel de rétention dans ces structures puisque les conditions de rétention sont sujettes aux conditions biogéochimiques discutées dans le paragraphe précédent.

Les sols ont été abordés dans le paragraphe précédent. Il faut souligner que les sols contenant un fort pourcentage de limons et argiles ont de plus grandes capacités de rétention du phosphore du fait de leur plus grande surface active par unité de poids (Olson, 1977; Horowitz et al. 2012). Le maintien de sols bien aérés et d'un fort pourcentage de matière organique en leur sein favorisent aussi la rétention du phosphore. De plus le maintien de végétation sur les sols pendant les périodes de risque d'érosion permet aussi une meilleure rétention du phosphore (Sharpley et al., 2009 ; Delgado et al., 2011).

Les zones humides qu'elles soient naturelles ou construites constituent des sites privilégiés de rétention du phosphore (Nichols, 1983; Mitsch & Gosselink 2000 ; Reddy et al. 1993, Fig. 5.29).



**Figure 5.29 :** Cycle schématique du phosphore dans les cours d'eau et zones humides. Reddy et al. 1999

Les zones humides permettent le dépôt de sédiments et de phosphore associé. De plus, les zones humides sont en général des sites de forte production de matières organiques qui stockent du phosphore et le maintiennent sous forme organique à cause de la faible décomposition des matières organiques dans ces milieux humides (Alvarez-Cobelas et al., 2001; Stewart and Tiessen, 1987).

Les zones inondables constituent aussi des systèmes de rétention des sédiments et du phosphore associé (Brinson et al., 1984 ; Fabre et al., 1996; Noe and Hupp, 2005; Collins et al., 2007). Cependant, la capacité de rétention des sédiments et du phosphore associé notamment aux particules fines dépend du contexte géomorphologique de la plaine d'inondation (Pinay et al., 1995; Tabacchi et al., 1998), mais aussi de l'intensité des crues qui peuvent lors d'événements paroxysmiques conduire à des phénomènes d'érosion des dépôts alluviaux (Corenblit et al., 2015).

Les lacs, les étangs et les seuils constituent aussi des zones importantes de stockage de phosphore (Schindler, 1977; Schindler, 2006; Demars et al., 2005; Peck et al., 2013). Les processus de rétention et relargage sont discutés dans le paragraphe précédent. Il faut souligner que le phosphore reste le plus souvent piégé dans les sédiments ; il peut être relargué en fonction des conditions redox et des équilibres de concentration entre l'eau de surface et l'eau interstitielle. Ce relargage permet d'expliquer les résultats souvent mitigés de restauration de qualité d'eau dans les lacs même après une limitation significative des apports de phosphore (Scheffer and Carpenter, 2003; Ibelings et al., 2007; Jeppesen et al., 2007).

Les cours d'eau peuvent retenir et utiliser le phosphore dans leurs sédiments grâce aux activités des microorganismes et du periphyton (Meyer and Likens, 1979; Dodds, 2003). Cette rétention plus ou moins longue dans un tronçon de cours d'eau en fonction de ses conditions géomorphologiques et des activités biologiques associées a donné lieu au concept de spiralling (Newbold et al., 1983) qui permet de calculer la distance parcourue par une molécule de phosphore pour qu'elle effectue un cycle complet entre phase minérale et organique (Mulholland et al., 1997; Mulholland et al., 1985). La capacité de rétention du phosphore augmente avec la complexité de la structure géomorphologique du cours

d'eau ; c'est-à-dire l'augmentation de sa sinuosité, la présence de radiers et de moulles, de bras secondaires et ou bras morts connectés pendant une partie du cycle hydrologique. Cette distance peut varier de quelques dizaines de mètres pour les cours d'eau dans des bassins versants forestiers (Hall et al., 2002), à quelques centaines de mètres pour des cours d'eau en zone agricole (Ensign and Doyle, 2006), voire plusieurs dizaines de kilomètres dans des zones urbaines (Gibson and Meyer, 2007).

#### 5.5.2.2.4. Le temps de résidence

L'augmentation du temps de résidence de l'eau dans un site a pour effet de ralentir la vitesse du courant et par conséquent de déposer des matières en suspension minérales et organiques phosphorées. De plus l'augmentation du temps de résidence de l'eau augmente le temps de contact du phosphore associé avec les sédiments et les organismes biologiques, favorisant son adsorption ou absorption (Dodds, 1991; Neal et al., 2006). Par exemple, la restauration des méandres de cours d'eau de plaine diminue la capacité de recyclage du phosphore (diminution du  $S_w$ , Fig. 5.30) et diminue la teneur en phosphore réactif soluble dans le cours d'eau (SRP, Fig. 5.30).

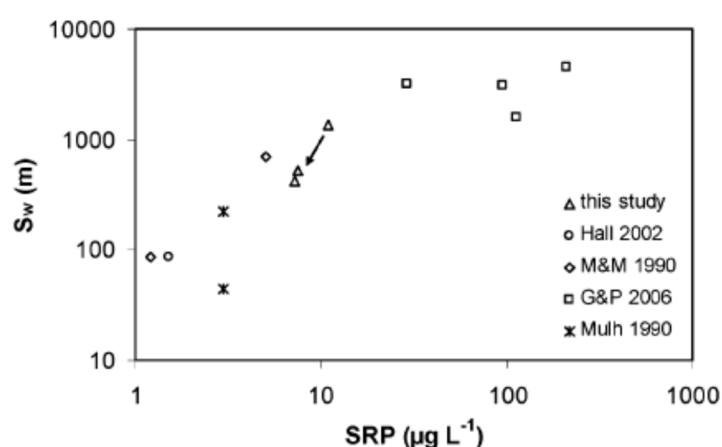


Figure 5.30. Relation entre la longueur d'absorption ( $S_x$ ) et la concentration en P réactif soluble. La flèche indique le changement de  $S_x$  et de concentration en P après reméandrage du cours d'eau. Bukaveckas, 2007.

#### 5.5.3. Localisation des occupations du sol et de leur mode de gestion

L'industrialisation de l'agriculture et l'aménagement rural ont eu pour conséquences une uniformisation des paysages et une réduction des contraintes qui guidaient jadis la localisation des modes d'usages des terres (type de sol, pente, accessibilité, potentiel agronomique...). De nombreuses études basées notamment sur la mise en relation de caractéristiques paysagères (morcellement, diversité, connectivité...) et d'indicateurs de qualité de l'eau tendent à montrer au contraire que plus un paysage est hétérogène, complexe, plus sa capacité à retenir l'eau et les polluants, et notamment les nutriments, est importante. Si on se réfère à ce qui précède, les deux explications principales sont la rupture de connectivité entre les zones potentiellement contributives et le réseau hydrique, d'une part, et l'intercalation de zones tampons entre les zones émettrices de polluants et les milieux récepteurs, ces deux facteurs étant d'ailleurs bien souvent liés. D'autres phénomènes peuvent toutefois aussi intervenir. Ainsi, des pratiques agricoles homogènes entraîneront le synchronisme de périodes à risque (apports d'effluents ou d'engrais organiques, chantiers de récoltes) sur des surfaces importantes, et si un événement pluvieux survient durant ces périodes, les conséquences seront d'autant plus fortes ; la simplification des structures du paysages, les pratiques d'« assainissement » hydraulique (drainage, rectification de cours d'eau) réduisent et uniformisent les temps de transfert de l'eau, limitant les processus de piégeage et créant des « flushes » d'eau et de nutriments ; enfin, les transferts latéraux superficiels ou de subsurfaces seront d'autant plus susceptibles d'être interceptés en aval, même en l'absence de zones tampons, si les couverts végétaux sont à des stades différents de développement.

#### 5.5.4. Gérer le paysage pour réduire les flux ?

De ces différents constats est née l'idée de favoriser les capacités de rétention du paysage par un aménagement raisonné. Il convient là d'être précis par ce que cette idée recouvre. En effet, des options aussi différentes que (i) préserver les structures et la diversité paysagères existantes, (ii) recréer des structures de type talus, bandes enherbées ou écotone semi-naturel, (iii) créer une zone humide artificielle et (iv) favoriser la diversification des assolements et des utilisations du sol ne sauraient être traitées de la même façon.

- (i) La première option, « préserver les structures et la diversité existante », devrait être une priorité des politiques de prévention contre l'eutrophisation compte-tenu du constat avéré que la simplification des paysages entraîne systématiquement une dégradation de la qualité
- (ii) Si le bénéfice de la création de structures favorisant l'infiltration et réduisant le ruissellement (talus, haies ou bandes enherbées sur les versants, perpendiculaires à la pente) a été clairement démontré pour le phosphore, leur impact sur l'azote semble assez limité. A l'inverse, les mises en place de dispositifs de bas de versants (bandes enherbées longeant le ruisseau ou zones tampons riveraines), ont un bilan plus mitigé sur le phosphore, surtout à long terme (tendance à la saturation, à la création de chenaux d'écoulement rapide, etc.), alors que leur bénéfice pour l'azote en tant que zones dénitrifiantes est largement rapporté, si tant est que leur emplacement et leur taille sont adaptées au contexte. Cependant, ce bénéfice ne saurait être exagéré, étant donné que la part des flux nitriques réellement intercepté dans des conditions favorables à l'épuration (circulation de subsurface, relativement lente, homogène, en période pas trop froide...) est très variable, et souvent minoritaire (30% paraît être un ordre d'idée raisonnable dans les cas les plus favorables). Il faut aussi la mettre en balance avec le risque accru de transfert de pollution, soit vers l'air ( $N_2O$ ) soit vers l'eau ( $NH_4$ , azote organique dissous), et aussi de phosphore dissous. Finalement, la difficulté de la mise en œuvre de telles actions tient d'une part à la question de la maîtrise foncière des zones concernées, et d'autre part à la difficulté d'avoir une estimation fiable du bénéfice qui va en résulter. Une mention particulière doit être faite pour les mesures de protection des cours d'eau contre les opérations agricoles et l'abreuvement direct du bétail (clôtures), qui est un moyen simple et peu onéreux de diminuer cette source importante non seulement de phosphore et de particules, mais aussi de bactéries, produits médicamenteux, azote ammoniacal et organique, etc.
- (iii) La création de zones humides artificielles, que l'on peut définir comme des zones (originellement humides ou pas) rendues humides ou inondées par des interventions
- (iv) hydrauliques intentionnelles (creusement, pose de seuils ou de digues, captation de fossés, etc...) est, quand elle est bien conçue, un moyen efficace d'abaisser les teneurs en nitrate des eaux, d'autant plus efficace que ces eaux sont riches. Compte tenu de sa lourdeur de mise en œuvre et d'entretien, cette solution semble être restreinte à des cas de pollution ponctuelle ou semi-ponctuelle ou des situations de risque important. Toutefois, certains pays (Suède, Danemark) ont mis en œuvre des programmes de restauration
- (v) Si l'afforestation et la mise en jachère longue durée (surfaces « diluantes ») sont clairement des moyens efficaces de diminution des polluants agricoles, notamment employés pour des périmètres de captage, des mesures moins radicales de diversification des paysages (augmentation des surfaces en couvert permanent, allongement des rotations, augmentation du nombre de variétés cultivées dans les assolements...) ont très vraisemblablement des effets bénéfiques non négligeables, mais ont fait l'objet de peu de tentatives de quantification. Par simulation au moyen de modèles agro-hydrologiques spatialisés, leur efficacité a été montrée notamment lorsqu'elles sont combinées à un

raisonnement spatial (par exemple la localisation préférentielle des prairies extensives ou d'itinéraires culturels spécifiques dans les fonds de vallées).

### 5.5.5. Conclusion

Compte tenu des processus de rétention et d'élimination de l'azote et du phosphore discutés dans les paragraphes précédents, les stratégies de limitation des flux d'azote et de phosphore passent par : i) une utilisation raisonnée des intrants, ii) un maintien des sols sous couvert végétal, iii) une augmentation des teneurs en carbone organique des sols et iv) un maintien des conditions d'oxygénation des sédiments.

La rétention de l'azote et du phosphore dans les bassins versants augmente avec la durée de rétention de l'eau. Par conséquent les retenues naturelles (lacs, étangs, mares, zones humides, plaines d'inondation, bras morts de cours d'eau, méandres, seuil-mouilles...) ou anthropiques (seuils, barrages, retenues collinaires) vont avoir une certaine capacité à retenir l'azote et le phosphore. Par ailleurs une diversification de la structure des paysages des bassins versants a aussi une plus grande capacité à retenir l'eau et les éléments dissous ou particuliers qu'elle transporte ; cela contribue donc aussi à la rétention de l'azote et du phosphore.

Le temps de réponse des systèmes en terme de qualité de l'eau à une limitation des apports d'azote et de phosphore est fonction pour l'azote du temps de résidence des nitrates dans les nappes phréatiques, et pour le phosphore de son stockage dans les sols et les sédiments et de sa capacité de relargage dans les eaux interstitielles et de surface.

La mise à profit de la connaissance des processus à l'échelle des paysages qui sont responsable d'une augmentation ou d'une diminution des émissions polluantes vers l'environnement est un atout précieux pour concevoir des actions de prévention ou de remédiation des émissions de nutriments vers l'environnement. Elle doit toujours être considérée pour complémentaire à des actions au plus proche de la source des émissions. Les principales difficultés sont, d'une part, leur caractère très variable en fonction du contexte local, et d'autre part, des problèmes de pérennité et de potentiel risque de transfert de pollution (entre nutriments (N vs P), entre compartiments (atmosphère-sol-eau) ou entre espèces chimiques (P soluble vs particulaire,  $\text{NO}_3$  vs  $\text{NH}_4$  vs Norg, etc.). Les efforts d'acquisition de connaissance et de développement d'outils de prévision (modèles spatialisés notamment) doivent être poursuivis pour aider à une planification réellement efficace de ces actions.

## 5.6. La controverse entre N et P

**Pierre Anschutz**

Université de Bordeaux, UMR EPOC

**Gilles Pinay**

CNRS, Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes

Irstea, RiverLy, Lyon

La production biologique des environnements aquatiques est contrôlée par les paramètres limitants qui sont la lumière, le carbone, l'azote, le phosphore ou les micronutriments. La diversité des habitats et l'évolution des paramètres physiques au cours cycles (journaliers, tidaux, saisonniers...) font qu'il est

difficile de hiérarchiser l'importance relative de tel ou tel facteur limitant (Elser et al. 2007). Néanmoins, il a existé des paradigmes qui identifiaient l'azote comme étant le facteur limitant primaire des écosystèmes terrestres (Vitousek et Howarth, 1991) et marins (Howarth et Marino, 2006) et le phosphore comme étant le principal nutriment limitant pour les eaux continentales (Schindler 1997 ; Hecky et Kilham, 1988). Cette vision dogmatique a été contredite par de nombreuses études (Conley et al., 2009 ; Elser et al., 1990 ; Francoeur, 2001, Downing et al., 1999 ; Paerl, 2009 ; Paerl et al., 2016).

En eau douce, l'hypothèse d'une limitation de l'eutrophisation par le phosphore a été formulée notamment à partir de résultats relatifs à des études portant sur des suivis à long terme d'enrichissements en azote, phosphore ou azote et phosphore d'un lac pauvre en nutriments, le lac 227, au nord-ouest de l'Ontario au Canada, puis au suivi de son évolution après suppression des enrichissements (Schindler 1997). Les études ont clairement montré que la suppression de l'apport de phosphore limitait l'eutrophisation, ce qui a poussé les auteurs à préconiser de limiter uniquement les apports de phosphore pour enrayer l'eutrophisation et ce, quel que soit l'écosystème d'eau douce ou saumâtre (Tong et al. 2017 ; Carpenter 2005 ; Jenny & Normandeau 2016 ; Schindler et al. 2016 ; Paterson et al. 2011 ; Schindler 2012). Les auteurs de ces études étayaient leur argument avec i) le succès de cette expérience unique à long terme, ii) le fait que les études montrant la co-limitation de l'azote et du phosphore ont été surtout mises en évidence dans des expérimentations en laboratoire ou des mésocosmes, ces expériences à court terme ne rendant cependant pas compte de la complexité des écosystèmes, iii) le fait que la régulation des apports d'azote coûterait trop cher et iv) qu'elle serait inutile puisqu'elle serait compensée par la fixation atmosphérique des cyanobactéries.

Cette focalisation sur la régulation unique des apports de phosphore a été développée aux Etats Unis depuis plusieurs années, notamment sur le lac Érié. Cependant de nombreuses études récentes remettent en cause cette option et préconisent de limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore dans les eaux continentales, saumâtres et salées (Conley et al. 2009 ; Carpenter et al. 1998 ; Howarth et al. 2011 ; Elser et al. 2007 ; Elser et al. 2009 ; Finlay et al. 2013 ; Withers et al. 2014 ; Smolders et al. 2010 ; Diaz & Rosenberg 2008 ; Cottingham & Ewing 2015 ; Cloern 2001 ; Jarvie et al. 2013 ; McCarthy & Gardner 2016 ; Havens & Paerl 2015 ; Paerl et al. 2016 ; Dodds & Smith 2016). Les principaux arguments en faveur de cette corégulation de l'azote et du phosphore pour juguler l'eutrophisation sont les suivants :

- les lacs oligotrophes du Nord Canada ne représentent pas la grande diversité des écosystèmes aquatiques continentaux, estuariens, lagunaires, côtiers et marins ;
- il a été montré à de nombreuses reprises que les efflorescences algales en milieu côtier, notamment ceux de macroalgues vertes, étaient fortement influencés par les apports d'azote, surtout en été, car si azote et phosphore sont tous deux peu abondants dans les eaux marines de surface, la minéralisation de l'azote organique détritique issu de la floraison printanière est beaucoup plus lente que celle du phosphore organique détritique, conduisant habituellement à une carence estivale en azote des eaux marines ;
- plusieurs études (dont une menée sur le même lac 227 du nord-ouest de l'Ontario) ont montré que la fixation d'azote par les cyanobactéries n'égalait pas les apports provenant normalement des bassins-versants ;
- le phosphore n'ayant quasi pas de phase gazeuse, il s'accumule plus rapidement que l'azote dans les écosystèmes aquatiques anthropisés. Son augmentation continue dans les sédiments des cours d'eau, des lacs, des estuaires et des lagunes fait de lui une ressource de plus en plus bio disponible pour les plantes aquatiques et les algues, d'où le besoin de réguler également l'apport d'azote, qui devient dans ces cas l'élément limitant le développement des producteurs primaires ;
- la stratégie basée sur la réduction unique des apports de phosphore pour juguler les problèmes d'eutrophisation n'a pas été couronnée de succès à ce jour. Par exemple les lacs Apopka, Okeechobee aux Etats-Unis, le lac Érié entre les Etats-Unis et le Canada, les lacs Taihu et Donghu

en Chine ont connu des efflorescences algales récentes malgré les efforts significatifs pour limiter uniquement les apports de phosphore ;

- ce transport disproportionné d'azote par rapport au phosphore dû à la régulation univoque du phosphore entraîne son transfert au large, comme dans le cas de l'estuaire de la Neuse en Caroline du Nord ou dans la mer des Wadden entre les Pays-Bas et le Danemark.

Il existe aujourd'hui un faisceau de connaissances objectives qui soutiennent un consensus largement partagé par les scientifiques pour limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore aux écosystèmes aquatiques, qu'ils soient ponctuels ou diffus, qu'ils soient d'origine urbaine, industrielle, agricole, ou résultant de l'usage des énergies fossiles.

La controverse sur le ou les facteurs contrôlant l'eutrophisation souligne plusieurs éléments à prendre en compte pour aborder ce processus complexe. i) Tout d'abord elle rend compte de la difficulté à extrapoler des résultats obtenus sur un type d'écosystème à d'autres. Chaque écosystème est unique et possède sa propre histoire et dynamique, elles-mêmes liées aux conditions géologiques, géomorphologiques, hydrologiques, écologiques et climatiques locales, mais aussi aux pressions anthropiques passées et présentes et à leur nature, aux contextes sociologiques et économiques dans lesquelles elles se sont inscrites. ii) Les écosystèmes aquatiques sont des systèmes complexes et ouverts qui ont des temps de réponse aux apports anthropiques qui peuvent être très longs (plusieurs décennies) et non linéaires, qui nécessitent des suivis à long terme. iii) Les cycles des nutriments ne sont pas isolés les uns des autres et des mesures de régulation d'un élément ont des conséquences sur les autres et *in fine* sur l'équilibre des écosystèmes.

## 5.7. Conséquences de l'eutrophisation

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce ou marine qui font face à des apports de nutriments en excès sont soumis à deux mécanismes antagonistes. Un mécanisme *bottom up* ou « effet ressource » dans lequel l'enrichissement en nutriments favorise le phytoplancton et les macrophytes opportunistes au détriment des macrophytes pérennes benthiques. Un mécanisme *top down* ou « effet consommateur » dans lequel les organismes filtreurs et les brouteurs vont limiter respectivement l'abondance du phytoplancton et les macrophytes opportunistes (cf flèche rouge figure 5.31). Ils vont ainsi indirectement participer au maintien des macrophytes pérennes. Les prédateurs vont en revanche agir sur les filtreurs et les brouteurs et indirectement favoriser le développement du phytoplancton et des opportunistes.



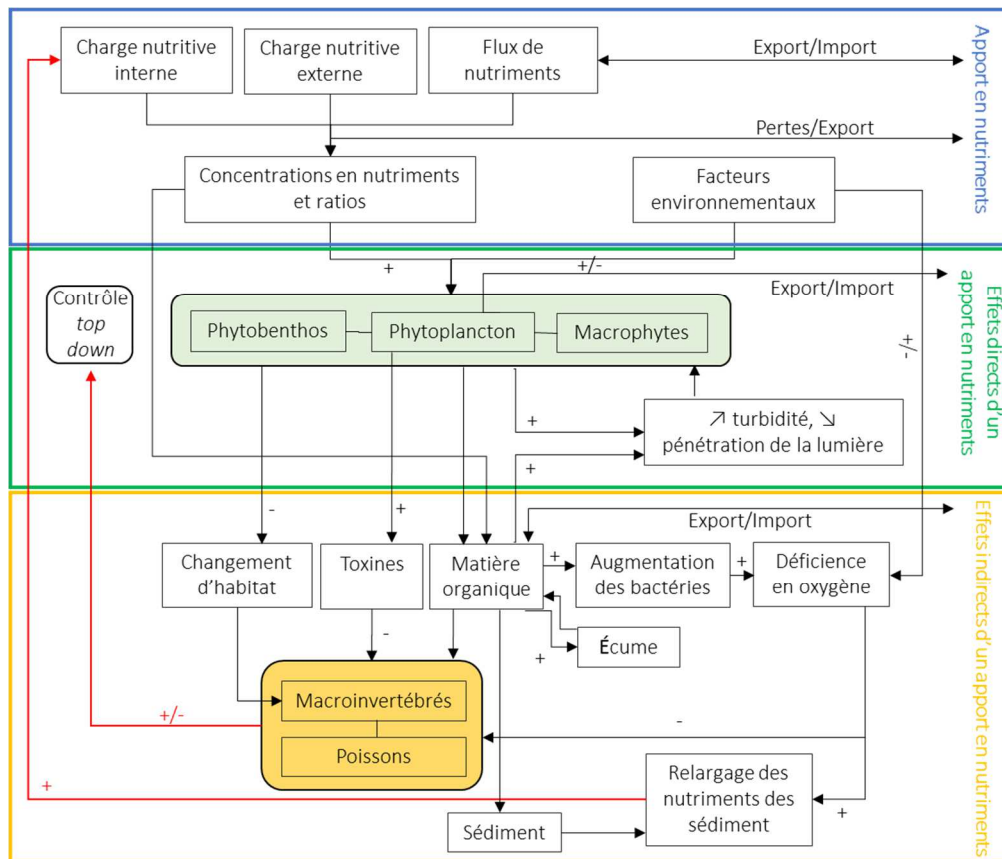


Figure 5.31 : Schéma conceptuel de l'eutrophisation, pour tous les types de masses d'eau de surface, présenté comme cadre pour la mise en œuvre de la Directive Cadre Eau. D'après Claussen et al. 2009.

### 5.7.1. Milieux d'eau douce

Elisabeth Gross

Université de Lorraine

Jean-François Humbert

Université Pierre et Marie Curie

Alexandrine Pannard

Université de Rennes 1

Les conséquences de l'eutrophisation dans les lacs ont été décrites dès le début du XX<sup>ème</sup> siècle avec les travaux de Naumann (1919), qui décrit les deux grands états, eutrophe et oligotrophe, d'un lac. L'eutrophisation des systèmes aquatiques a des conséquences directes et indirectes sur tous les organismes et à tous niveaux d'organisation biologique, de l'individu à l'écosystème. La disponibilité accrue des nutriments, spécifiquement de phosphore et d'azote, mais aussi d'autres éléments tels que la silice ou le potassium, va augmenter la croissance des producteurs primaires aquatiques, soit des microphytes, soit des macrophytes (Fig. 5.31). Les conséquences les plus visibles en eau douce sont une forte accumulation locale de la biomasse des producteurs primaires, généralement du phytoplancton,

souvent associée à une anoxie en profondeur, particulièrement en fin de bloom. Il existe également beaucoup de conséquences beaucoup moins visibles, comme la modification de la structure des communautés de producteurs primaires, la réduction de la biodiversité et les modifications de tout le réseau trophique, avec un déséquilibre des flux de matière et d'énergie au sein de ce réseau. Finalement, l'eutrophisation impacte les processus écosystémiques, y compris les cycles des nutriments, et les cycles biogéochimiques par des effets directs et indirects sur les producteurs primaires (Fig. 5.31). Ce chapitre se concentrera principalement sur les conséquences de l'eutrophisation pour les producteurs primaires d'eau douce, puis considérera les effets directs et indirects sur d'autres organismes, tels que les consommateurs primaires et secondaires (brouetteurs, herbivores, prédateurs) et les microorganismes (bactéries, fongiques) impliqués dans le recyclage des éléments nutritifs. Les interactions avec les autres changements globaux seront ensuite discutées.

#### *5.7.1.1. Conséquences sur les producteurs primaires*

Décrivons tout d'abord les grands groupes de producteurs primaires. Les microphytes sont tous les producteurs primaires visibles uniquement par microscopie, tels que les cyanobactéries et les algues eucaryotes, ces dernières étant composées de différents groupes en fonction de leur teneur en pigments et de leur origine phylogénétique (chlorophytes/algues vertes, diatomées/Bacillariophyceae, chrysophytes, chryptophytes, haptophytes, euglenophytes, rhodophytes/algues rouges, etc.). Les microphytes se trouvent dans le phytoplancton qui croît dans la colonne d'eau, ou sous forme fixée sur les surfaces comme les pierres, le sable, les macrophytes, et dans ce cas on parle des algues benthiques (microphytobenthos), avec respectivement le périphyton, l'épipsamnon ou les épiphytes. Certaines espèces benthiques atteignent une taille considérable et peuvent être visibles à l'œil nu.

Les macrophytes sont définis comme des producteurs primaires macroscopiquement visibles, et comprennent les plantes aquatiques vasculaires (spermatophytes et ptéridophytes), les mousses (bryophytes) et les macroalgues (thallophytes).

On peut appeler « plantes » tous les micro- et macrophytes d'après un article récent de Bolton (2016). Souvent, les producteurs primaires sont classés en groupes fonctionnels en fonction de leur forme de croissance (Brönmark and Hansson 2005, Wetzel 2001). Les principaux groupes fonctionnels sont les macrophytes, les algues benthiques (périphyton) et pélagiques (phytoplancton). Dans chaque grand groupe fonctionnel, plusieurs sous-groupes ont été identifiés. Les macrophytes sont généralement classées en fonction de leur forme de croissance dans des plantes émergentes (riveraines), des plantes enroulées ou non arrachées submergées, des plantes à feuilles flottantes, des plantes enracinées ou des plantes à racines libres et non sédimentées. Les groupes fonctionnels de microalgues pélagiques et benthiques sont basés sur leur groupe phylogénétique (voir ci-dessus) ou une forme de croissance (par exemple unicellulaire, amiboïde, coloniale, filamenteuse).

Tous ces producteurs primaires vont avoir besoin d'absorber des nutriments pour leur croissance. Le phytoplancton absorbe les nutriments dissous dans l'eau, tandis que les producteurs primaires benthiques (micro- et macrophytes) peuvent absorber les nutriments soit de l'eau ou du sédiment. Les macrophytes possèdent soit des vraies racines, soit des rhizoïdes, avec lesquels elles s'attachent au sédiment. Les racines sont spécialisées dans l'absorption des nutriments, analogues aux plantes terrestres, tandis que les rhizoïdes semblent moins efficaces dans l'absorption des nutriments et sont principalement considérés comme des organes impliqués dans l'attachement au sédiment. Cependant, seulement quelques travaux rapportent des études sur le rôle des rhizoïdes dans l'absorption des nutriments (Vermeer et al. 2003, Wustenberg et al. 2011). Les plantes immergées et enracinées dans le sédiment sont capables d'utiliser les sels nutritifs à la fois des sédiments et de la colonne d'eau. Mais en raison de la plus grande concentration de nutriments dans les sédiments, l'absorption des nutriments de la colonne d'eau joue habituellement un rôle moindre (Barko 1982, Carignan and Kalff 1980, Denny 1972, Madsen and Cedergreen 2002), spécialement dans les eaux stagnantes (lacs, réservoirs). Les nutriments qui ne sont pas investis dans la croissance peuvent être stockés par de nombreux

producteurs primaires, tels que le nitrate ou le phosphate dans les vacuoles des plantes (phanérogames). Aussi, les cyanobactéries peuvent accumuler P en tant que polyphosphate, ainsi que N comme cyanophycine, sous forme de granules dans le cytoplasme (Kromkamp 1987).

D'autres facteurs que la disponibilité des éléments nutritifs peuvent également limiter la croissance des plantes. Dans les eaux stagnantes et eutrophes, la disponibilité de la lumière et du carbone peut être limitante pour la photosynthèse et la croissance. L'intensité et la qualité de la lumière changent avec l'augmentation de la profondeur de l'eau. La turbidité de l'eau réduit aussi la quantité de la lumière disponible pour les plantes. Parmi les facteurs influençant la turbidité, il faut citer le phytoplancton, les matières en suspension, ou les composés humiques (matière organique dissoute) dans la colonne d'eau. Les macrophytes submergées n'ont pas les mêmes besoins en termes d'intensité lumineuse minimale requise pour une activité photosynthétique optimale. Cette adaptation détermine la profondeur typique et maximale où se développe chaque espèce. Au-delà de ces différences spécifiques aux espèces, les plantes peuvent également s'acclimater (changements à court terme, plasticité phénotypique) à des changements d'intensité lumineuse, ce qui leur permet de se maintenir dans une eau turbide. Il en est de même pour le phytoplancton, qui présente une grande diversité de pigments accessoires et une plasticité phénotypique à court terme importante (Stomp 2008, Stomp et al. 2008). L'accès à la lumière est donc primordial pour la photosynthèse, et les différents groupes fonctionnels ont développé des adaptations pour maximiser cet accès à la lumière. Les espèces de phytoplancton comme les diatomées dépendent des mouvements de l'eau pour rester en suspension dans la colonne d'eau. D'autres espèces à l'inverse se positionnent activement dans la colonne d'eau à l'aide de flagelles (algues vertes, chrysophytes, etc.) ou des vésicules à gaz (cyanobactéries). Les algues benthiques utilisent également différentes stratégies. Certaines diatomées sont capables d'un mouvement vertical dans le sédiment sableux en raison des structures cellulaires appelées raphes, leur permettant un comportement phototactique, mais aussi d'éviter un excès de lumière. D'autres algues benthiques, telles que les algues filamenteuses, ont, d'une part, des cellules basales responsables de l'attachement au substrat, et, d'autre part, des filaments qui atteignent la surface de l'eau et sont responsables de la photosynthèse. Les plantes émergées et les plantes à feuilles flottantes n'ont aucun problème d'accès à la lumière ni au CO<sub>2</sub>. Les macrophytes submergées, cependant, peuvent souffrir d'ombrage, soit à partir de macrophytes flottantes, de fortes densités de phytoplancton ou d'algues épiphytiques. Certaines macrophytes submergées (p.ex. les isoètes) se développent en rosettes proches de la surface du sédiment et ont besoin de l'eau claire. D'autres macrophytes submergées avec une forme de croissance appelée « élodéides » sont capables de placer une biomasse importante comme une canopée près de la surface de l'eau.

Concernant la disponibilité de carbone et du CO<sub>2</sub>, de nombreuses espèces de microalgues et de macrophytes submergées sont capables d'utiliser le bicarbonate (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) comme source alternative au CO<sub>2</sub>. Néanmoins, dans l'eau stagnante, la diffusion de CO<sub>2</sub> est 10 000 fois plus lente que dans l'air, ce qui entraîne des limitations de la disponibilité de CO<sub>2</sub>. Dans les eaux calcaires et alcalines, le bicarbonate est la principale source de carbone pour la photosynthèse.

Les facteurs physiques tels que l'action des vagues ou le mouvement de l'eau affectent les macrophytes. Les macrophytes à feuilles flottantes, enracinées ou non, se développent de préférence dans l'eau stagnante peu soumise à l'action des vagues, tandis que d'autres espèces peuvent se développer sur des rives exposées au vent. Dans les rivières, la vitesse d'écoulement et la disponibilité de la lumière expliquent principalement la présence de certaines macrophytes, adaptées au fort hydrodynamisme. Les débits des zones en amont (têtes de bassin) des cours d'eau entraînent une dominance des mousses, tandis que les zones intermédiaires avec un écoulement plus lent permettent généralement la croissance d'une large gamme de macrophytes submergées.

Les différents groupes de producteurs primaires, macrophytes enracinées, plantes flottantes (type lentilles d'eau, jacinthes d'eau), microphytobenthos (qui inclut les épiphytes) et phytoplancton, sont en compétition pour un faible nombre de ressources, et la lumière constitue un des principaux facteurs

structurant. Les macrophytes sont avantagées pour l'acquisition des nutriments via les sédiments, alors que le phytoplancton est avantagé pour l'acquisition de la lumière. Le développement de phytoplancton entraîne une rétroaction négative sur la disponibilité en lumière : le phytoplancton en suspension dans la colonne d'eau augmente en effet la turbidité et donc réduit la lumière disponible en profondeur pour les épiphytes et les macrophytes immergées. De même, le développement de tapis de plantes flottantes peut considérablement diminuer la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Avec l'augmentation des concentrations en nutriments, le système favorise les meilleurs compétiteurs pour la lumière. Dans les plans d'eau, le phytoplancton ou les plantes flottantes se développent au détriment des autres groupes (Modèle de Scheffer (2004)). En rivière, une succession des producteurs primaires, allant des macrophytes aux algues benthiques, est ainsi observée avec l'augmentation de la disponibilité en nutriments (Fig. 5.32).

En fonction des conditions hydrodynamiques (turbulence et taux de dilution), de la hauteur d'eau, et de la disponibilité en nutriments, un des quatre groupes fonctionnels va donc dominer, avec par exemple :

- en conditions de faible charge en nutriments : dominance des macrophytes,
- en conditions de forte charge en nutriments, fort taux de dilution et faible hauteur d'eau : dominance des épiphytes et du biofilm photosynthétique,
- en conditions de forte charge en nutriments et faible taux de dilution: dominance du phytoplancton ou des plantes flottantes,

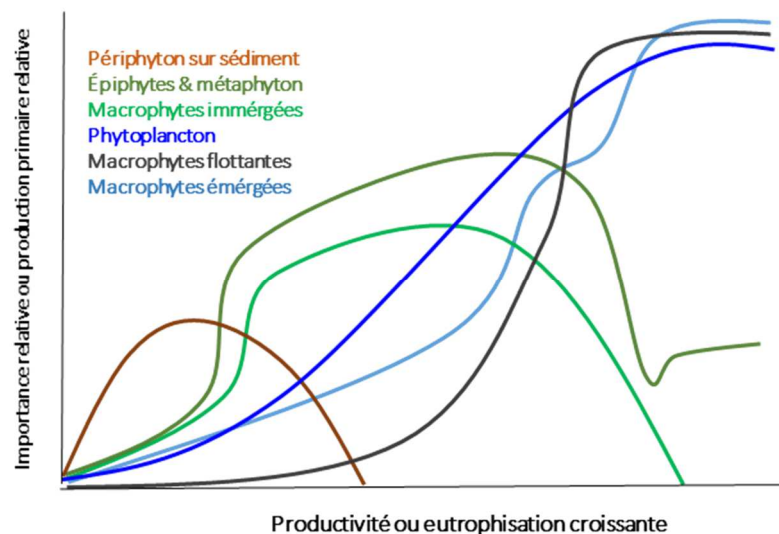


Fig. 5.32 : Changements de dominance relative des producteurs primaires en fonction du degré d'eutrophisation en eaux douces (d'après Brönmark et Hansson 1998 et Wetzel 2001).

#### 5.7.1.1.1. Conséquences sur la croissance et la biomasse

L'eutrophisation anthropique des rivières et des lacs provient de diverses sources ponctuelles et diffuses. Les apports élevés de nutriments, principalement le phosphore et l'azote, peuvent entraîner des augmentations significatives de la production primaire et conduire à une croissance excessive des algues et des macrophytes (Mainstone and Parr 2002). Une multitude des publications a montré ces effets (p.ex. Gerdeaux 2009, Mainstone and Parr 2002, Schindler 1974). Selon le type de masse d'eau et le niveau d'eutrophisation, les effets directs sur la croissance et le type (le groupe fonctionnel) des

producteurs primaires diffèrent. Dans les lacs ou d'autres masses d'eau plus stagnantes, l'eutrophisation entraînera principalement une croissance accrue du phytoplancton en raison de son taux de croissance plus élevé ; en conditions optimales, il peut doubler sa biomasse tous les jours. Une forte densité de phytoplancton altérera fortement la croissance des algues benthiques et des macrophytes en raison de l'ombrage associé. Un tel effet indirect négatif de l'eutrophisation sur les macrophytes a été observé dans de nombreux lacs profonds et peu profonds (de Nie 1987, Körner 2002, Lehmann and Lachavanne 1999, Schröder 1988). Dans les rivières, les effets de l'eutrophisation peuvent entraîner une croissance accrue des macrophytes et des macroalgues, ou le développement du phytoplancton, selon le régime hydrologique (débit, vitesse du courant, temps de résidence de l'eau). Si l'effet direct et positif de la plus grande disponibilité des nutriments sur la croissance des producteurs primaires a été démontré expérimentalement et *in situ* (Schindler et al. 1971), les conséquences directes et indirectes sur les écosystèmes aquatiques sont plus complexes. Ce chapitre vise à détailler les mécanismes et conséquences principales, et les boucles de rétroaction, qui agissent dans les différents systèmes aquatiques.

### Exemple des lacs

Dans les lacs, la première conséquence d'une augmentation des nutriments N et P est une forte augmentation de la productivité primaire du phytoplancton par unité de volume d'eau (Wetzel 2001). La zone de production primaire se concentre alors vers la surface de la colonne d'eau sur une épaisseur de plus en plus faible, parfois de quelques centimètres seulement. La zone euphotique diminue en effet à mesure que la biomasse de phytoplancton augmente. La production primaire intégrée sur l'ensemble de la zone euphotique (production par unité de surface et non de volume) augmente quant à elle dans une moindre mesure avec l'augmentation de la charge en nutriments (Wetzel 2001).

La biomasse de phytoplancton tend elle aussi à se concentrer vers la surface ou dans la zone de mélange (épilimnion). Beaucoup d'études ont mis en évidence une corrélation positive entre la concentration de phytoplancton et les concentrations en nutriments, soit le phosphore ou l'azote total (Brown et al. 2000, Faithfull et al. 2011, Finlay et al. 2010, Paerl 2009, Schindler et al. 2008), soit les deux simultanément (Downing et al. 2001), soit en alternance (Wang et al. 2007). Cette augmentation de la biomasse entraîne une augmentation de la turbidité de l'eau, qui influence la profondeur de la thermocline. Comme pour la zone euphotique mais de manière moins directe et moins rapide, l'épaisseur de l'épilimnion diminue en effet lorsque la turbidité de l'eau augmente (Fortino et al. 2014, Mazumder and Taylor 1994, Shatwell et al. 2016).

La distribution verticale de la biomasse de phytoplancton est donc impactée. Lors de l'eutrophisation des plans d'eau profonds, un basculement peut même être observé entre une biomasse et production primaire dominantes dans le métalimnion et une biomasse et production dominantes en surface, dans l'épilimnion. Plus précisément, dans ces lacs profonds et stratifiés, la biomasse peut s'accumuler au niveau du métalimnion pendant la période de stratification (Camacho 2006), lorsque les concentrations en nutriments en surface sont limitantes. La grande transparence de l'eau permet alors à la lumière d'atteindre les couches plus profondes du lac. Les nutriments, en plus forte concentration dans l'hypolimnion, diffusent en effet au travers du métalimnion et la zone de forte production est alors à cette interface qu'est le métalimnion. L'augmentation de la disponibilité des nutriments en surface du lac va augmenter la durée d'appauvrissement de l'épilimnion et peut donc empêcher à terme la formation du pic métalimnétique, par manque de lumière en profondeur. Il y a alors une biomasse dominante dans l'épilimnion, qui, par ombrage, empêche le développement de la biomasse du métalimnion. Le basculement inverse peut également être observé lors de l'oligotrophisation des écosystèmes aquatiques. C'est ainsi que dans le lac du Bourget, la diminution des concentrations en phosphore, amorcée à partir des années 1980, s'est traduite à la fin des années 1990 par l'apparition de proliférations d'une cyanobactérie métalimnétique, *Planktothrix rubescens*, qui se développait sur quelques cm dans le métalimnion. L'analyse des concentrations en nutriments et de la transparence de l'eau a montré que la diminution des concentrations en phosphore s'est accompagnée par une augmentation de la transparence de l'eau en été notamment, ce qui a alors permis à la cyanobactérie

pigmentée en rouge de pouvoir se développer au niveau du métalimnion (Jacquet et al. 2005). De même, dans les lacs peu profonds (< 3m), la production et la biomasse deviennent presque exclusivement pélagiques, avec de forts développements de phytoplancton et surtout de cyanobactéries, au détriment de la biomasse et de la production benthiques (microphytobenthos et macrophytes).

#### Exemple des rivières

En milieu lotique, les conséquences de l'eutrophisation ne sont pas systématiques, car dépendantes de cofacteurs physiques et biologiques beaucoup plus contraignants que dans les plans d'eau. Le temps de réponse est également plus long que dans les plans d'eau, à cause du décalage entre d'une part le flux de nutriment (hivernal) et la période de production végétale, et d'autre part la plus faible réactivité des communautés de biofilm et de macrophytes. Les effets de l'eutrophisation sur les rivières sont donc moins clairs que ceux pour les lacs (Hilton et al. 2006). Dans les rivières, les effets de l'eutrophisation sur les producteurs primaires dépendent fortement du temps de résidence de l'eau dans le tronçon de rivière. Ainsi, on observe des conséquences multiples de l'eutrophisation anthropogénique dans les lacs de rivières ou réservoirs (Hilton et al. 2006), comme une croissance excessive des algues planctoniques, y compris régulièrement des proliférations des cyanobactéries, ou une croissance excessive des algues benthiques filamenteuses ou des macrophytes submergés, en fonction des conditions de lumière et de transparence de l'eau (Butzler and Chase 2009, Capblancq and Décamps 2002, Genkai-Kato et al. 2012, Smith 2003).

De nombreux auteurs montrent une corrélation positive entre les quantités de nutriments N et P et la biomasse de microphytobenthos (Biggs 2000, Dodds et al. 2002). Cependant, depuis quelques années, certains auteurs observent des proliférations de cyanobactéries benthiques formant des biofilms très épais dans des rivières de France, de Nouvelle-Zélande et d'Espagne, alors que ces rivières sont dans un état oligotrophe (Quiblier et al. 2013). C'est le résultat de la diminution du phytoplancton qui enlève la limitation par la lumière pour les producteurs primaires benthiques dans ces systèmes aquatiques et qui favorise des espèces opportunistes, comme les cyanobactéries benthiques.

L'eutrophisation dans les rivières, en particulier suite à un enrichissement en phosphore, peut dégrader les communautés aquatiques en modifiant l'équilibre concurrentiel entre les différentes macrophytes, ou entre les macrophytes et les algues et cyanobactéries (Mainstone and Parr 2002). Selon ces auteurs, les niveaux élevés de P affectent les macrophytes dans les eaux courantes de quatre manières principales:

- en augmentant les taux de croissance des plantes, ce qui se traduit par de grands patches avec une forte biomasse et une reprise rapide suite à la gestion (faucardage, moissonnage) ;
- en encourageant les espèces de plantes supérieures dont les taux de croissance sont plus élevés lorsque la disponibilité en nutriments est importante, ce qui modifie la composition ou l'équilibre des espèces ;
- par la stimulation des algues épiphytiques, benthiques, filamenteuses et planctoniques, réduisant ainsi la quantité de lumière atteignant les feuilles et les tiges des plantes supérieures et interférant avec le succès de la germination des graines et de la croissance des semis ;
- en réduisant la profondeur d'enracinement et en rendant les plantes supérieures plus susceptibles d'être arrachées hors du substrat sous des débits élevés de la rivière.

Le mécanisme d'eutrophisation dans les rivières peut être développé en fonction des principaux facteurs qui se révèlent importants dans les lacs (Hilton et al. 2006). Ce sont le temps de rétention des nutriments limitants, la charge ou la concentration des nutriments, les multiples états stables, la limitation de la lumière, la vitesse d'écoulement d'eau et l'interaction entre la limitation de la lumière, des nutriments et de la vitesse d'écoulement.

De manière générale, l'augmentation de la quantité de nutriments augmente la croissance et la biomasse des producteurs primaires dans l'écosystème aquatique. Le groupe fonctionnel auquel appartiennent ces producteurs primaires est fonction des conditions locales de lumière et

d'hydrodynamisme. Lorsque ces conditions locales changent, en raison de l'augmentation de la biomasse par exemple, des phénomènes de seuils sont observés, avec des basculements d'un groupe fonctionnel vers un autre groupe plus compétitif dans les nouvelles conditions.

Comme le montre la figure 5.33 (Mainstone and Parr 2002), la croissance des plantes riveraines en Angleterre et au Pays de Galles est rarement limitée par N ou P. Cependant, dans certains cas, une limitation par P ou N est observée, au moins pendant une partie de la saison de croissance. L'occurrence d'une limitation de N ou de P dépend de la concentration médiane en phosphore réactif soluble (SRP) et du rapport molaire médian N:P. L'absorption de phosphore dans la colonne d'eau peut être élevée pour les macrophytes des rivières et leurs épiphytes, comme l'a montré une étude utilisant le radio-traceur  $^{32}\text{P}$  (Pelton et al. 1998). Les macrophytes ont également obtenu du P des sédiments. Dans cette étude, les valeurs de phosphore dissous réactif (DRP) étaient plus élevées dans la colonne d'eau que dans l'eau interstitielle du sédiment. Cette condition pourrait favoriser l'absorption par les tiges et les feuilles des macrophytes plutôt que par les racines. L'absorption de phosphates par les macrophytes dans les cours d'eau peu profonds peut être plus fréquente que celle des macrophytes dans les lacs. Donc, les macrophytes peuvent atténuer les conséquences de l'eutrophisation dans les cours d'eau car ils sont capables d'absorber le P et le N dissous de la colonne d'eau. Cependant, l'ampleur de cet effet dépend de nombreux facteurs, parmi lesquels l'ombrage ou la vitesse de l'eau, qui peuvent tous deux augmenter les taux d'élimination des nutriments (Wilcock et al. 2002).

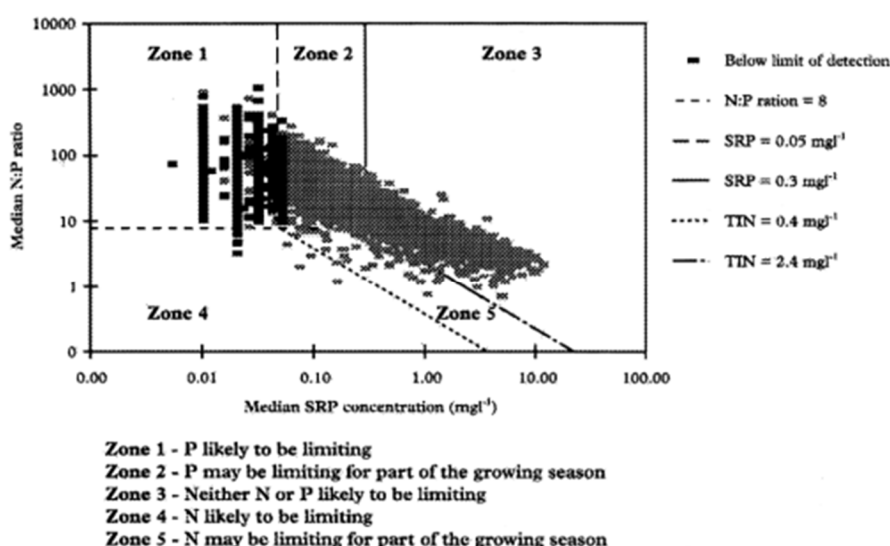


Fig. 5.33: Limitation potentielle de la croissance des plantes par le phosphore et l'azote en Angleterre et au Pays de Galles. Source : Mainstone and Parr 2002.

Plusieurs facteurs peuvent influencer la croissance voire la prolifération massive dans les cours d'eau d'une espèce de plante immergée. Ces facteurs sont principalement la lumière, l'hydrologie, la géologie et la morphologie du bassin-versant, la qualité de l'eau et la composition du sédiment. En retour, les plantes elles-mêmes peuvent influencer leur habitat, ce qui souligne l'existence de fortes interactions entre les plantes et leur environnement. Les macrophytes peuvent modifier leur habitat en augmentant la rétention du sédiment fin, conduisant ainsi à un changement de la composition du sédiment. Cette relation entre les macrophytes et le sédiment fin dans des rivières est bien connue (Jones et al. 2012) (Fig. 5.34).



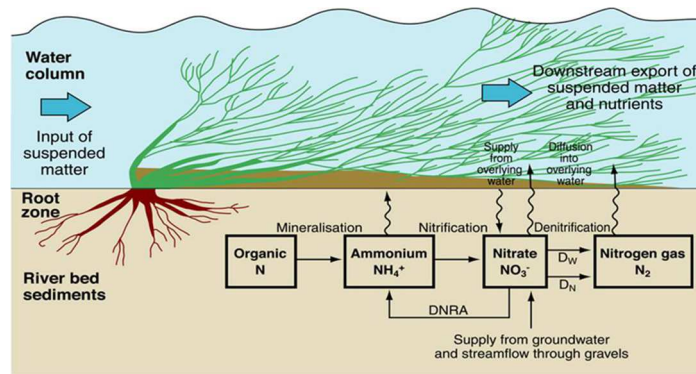


Figure 5.34: Sources majeures de nutriments pour les plantes aquatiques immergées dans les rivières : eau interstitielle, sédiment et colonne d'eau. Les nutriments absorbés sont utilisés pour la croissance des plantes, et un surplus des nutriments peut être stocké dans les tissus végétaux. Le dépôt de sédiment fin sous la canopée peut améliorer l'accès aux nutriments en raison de processus de reminéralisation (voir texte). Source : [www.catchments.nerc.ac.uk/images/photos/sed\\_trapping.jpg](http://www.catchments.nerc.ac.uk/images/photos/sed_trapping.jpg)

Les macrophytes immergées ont souvent un rôle structurant important, capable d'influencer localement le débit et le dépôt des sédiments fins. Par exemple les renoncules (*Ranunculus peltatus*) sont capables de maintenir une certaine profondeur d'eau pendant les faibles débits en raison des tourbillons générés autour des micro-patches des plantes. Cet effet est illustré dans la figure 5.35. Ainsi, les renoncules sont capables de créer des zones de dépôt en-dessous de leur canopée. Dans ces sédiments fins, une reminéralisation forte d'azote, plus particulièrement de l'ammonium a été observée par Trimmer et al. (2009). Les auteurs concluent que pour ses besoins en azote, *Ranunculus* dépend presque exclusivement de la minéralisation de la matière organique importée.

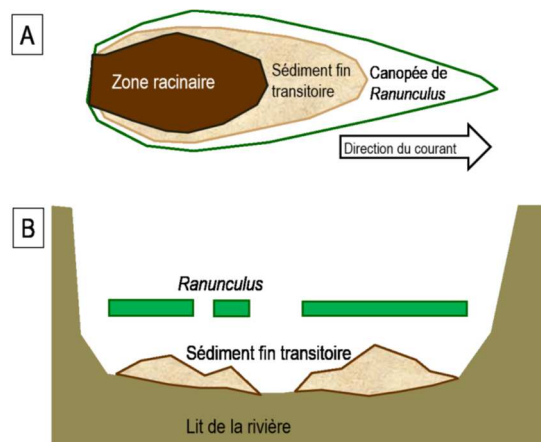


Figure 5.35: Représentation du mécanisme de sédimentation autour des renoncules dans les cours d'eau. (A) Vue du dessus : Zones des macrophytes (entourée par la ligne verte) dans une rivière avec un débit moyen à fort ; zone racinaire (en brun) et la zone du dépôt du sédiment fin (zone texturée). (B) Vue transversale : Sédimentation (sédiment fin transitoire) en dessous des canopées de *Ranunculus* dans un lit d'une rivière. Sources : Jones et al. 2012 ; Trimmer et al. 2009.

#### 5.7.1.1.2. Transitions entre groupes fonctionnels majeurs et répercussions sur la biomasse globale

L'exemple typique du phénomène de basculement (ou transition) en écologie est celui des lacs peu profonds. Les lacs peu profonds sont des lacs d'une profondeur moyenne inférieure à 3 m, avec une zone benthique qui est surtout euphotique due à la faible profondeur d'eau. En conséquence, de tels systèmes aquatiques permettent la croissance de la végétation aquatique ou des algues benthiques sur la totalité ou la plupart des sédiments. En raison de leur morphométrie et de leur âge, ces lacs sont souvent naturellement eutrophes (Figure 5.36) (Hakanson 2005).



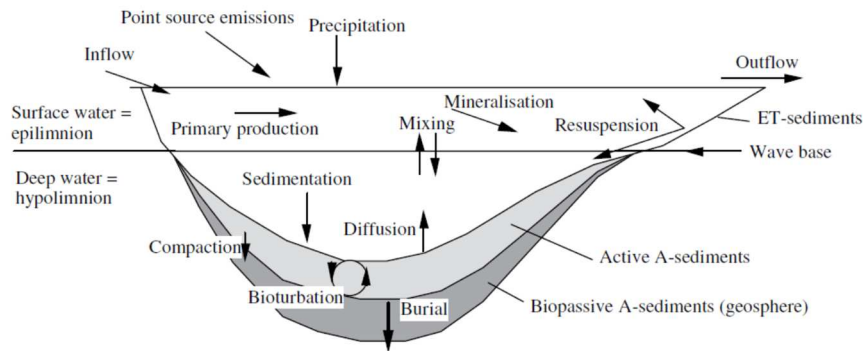


Figure 5.36 : représentation schématique des processus de transport fondamentaux et généraux, dans et vers les lacs (Hakanson 2005).

Le déclin de la végétation submergée dans les lacs peu profonds en raison de l'eutrophisation croissante est une conséquence bien connue (Phillips et al. 1978, Scheffer et al. 1993) mais il existe différentes opinions sur les mécanismes sous-jacents. Les deux études précitées prédisent des « états stables alternés », déterminés par la dominance de macrophytes submergés et de l'eau claire (bon état), ou de l'eau trouble (turbide) après une eutrophisation anthropique induisant un développement fort du phytoplancton (état dégradé) (figure 5.37). La perte des macrophytes peut être une cause directe de l'augmentation du phytoplancton due à l'eutrophisation et à l'ombrage subséquent pour les plantes (Scheffer et al. 1993). Un autre facteur est l'ombrage par des algues filamenteuses ou périphytiques, qui se développent à la surface des feuilles à la suite d'une eutrophisation anthropogénique, et qui affaiblirait les plantes (figure 5.38). Les plantes réduiraient alors leur libération d'inhibiteurs de la croissance du phytoplancton (allélopathie). Leur plus faible croissance induirait alors une plus faible absorption des nutriments de la colonne de l'eau. Les deux effets permettraient au phytoplancton de se développer mieux et, en conséquence indirecte, augmenteraient l'ombrage des macrophytes, menant finalement à la perte totale de macrophytes (Phillips et al. 1978).

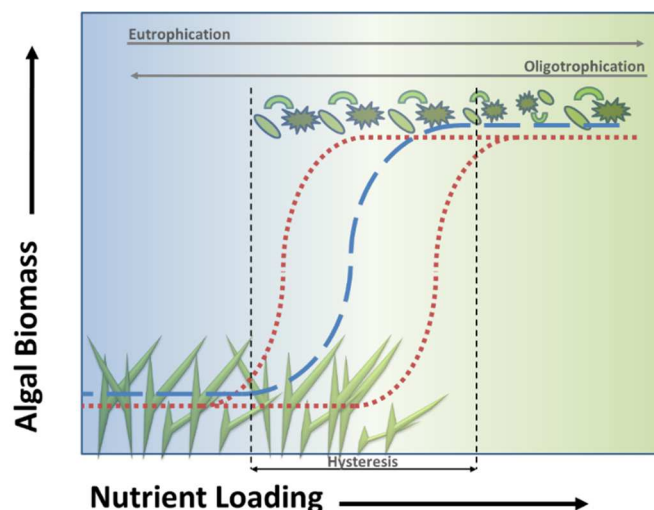


Figure 5.37. Les lacs réagissent souvent de façon non linéaire à l'eutrophisation (en pointillés bleus) et, dans de nombreux cas, on a supposé des hystérésis (pointillés orange). L'hystérésis est un comportement non linéaire où l'état d'un lac dépend non seulement de son entrée actuelle, mais aussi de l'état antérieur. En conséquence, deux états stables pourraient se produire dans les mêmes conditions (voir la zone d'hystérésis). (<http://www.lakescientist.com/research-summary-alternative-stable-states-in-large-shallow-lakes/>Crédit: Annette Janssen).

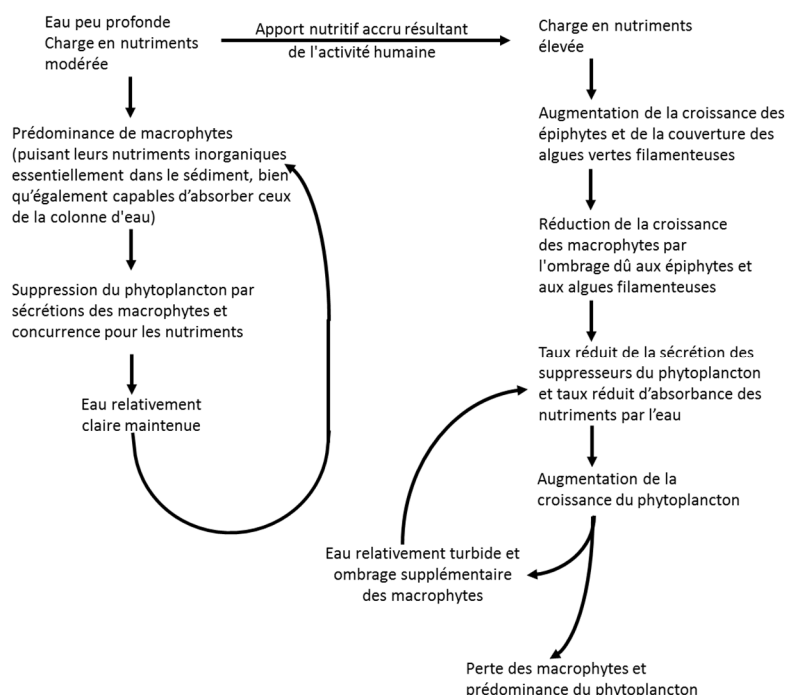


Fig. 5.38: Hypothèse expliquant le déclin des communautés de macrophytes quand les lacs subissent l'eutrophisation. Schéma modifié après Phillips et al. (1978).

Phillips et al. (1978) et Scheffer et al. (1993) mettent l'accent sur les macrophytes submergés, considérés comme particulièrement importantes pour la structuration et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, spécialement dans les lacs peu profonds. L'eutrophisation croissante et continue entraîne également des changements dans la composition de la communauté des macrophytes (voir ci-dessous) et peut à terme mener à un remplacement par les plantes à feuilles flottantes (Scheffer et al. 2003) (voir aussi Fig. 5.39). Les détails sur les changements dans la composition des communautés de macrophytes sont décrits plus bas.

Une concentration accrue en nitrate pendant l'hiver peut entraîner des changements dans la productivité et la biodiversité des macrophytes submergées et flottantes, selon des expériences en mésocosme (Barker et al. 2008). L'augmentation des charges de nitrates (2, 5 et 10 mg/L de  $\text{N-NO}_3$ ) a entraîné une augmentation du phytoplancton et du périphyton et une diminution du biovolume (recouvrement \* hauteur de croissance par rapport de la hauteur de la colonne d'eau) des macrophytes. Les effets différaient en fonction des espèces de macrophyte. Les effets délétères du nitrate sur les macrophytes sont confirmés par les données des lacs danois. La probabilité d'une couverture élevée de macrophytes immergées diminue fortement au-dessus de 2 mg/L d'azote total et la richesse totale des espèces diminue beaucoup au-dessus de 4 à 5 mg/L de  $\text{N-NO}_3$  (Jeppesen et al. 2011).

Des témoignages paléolimnologiques de changements dans la composition de la communauté macrophyte submergée pendant 250 ans et une augmentation de présence du phytoplancton ont été trouvés en utilisant des carottes de sédiments provenant d'un lac anglais peu profond (Sayer et al. 2010). Les espèces dominantes ont changé pendant cette période de temps entre des espèces typiques de conditions de faible teneur en éléments nutritifs telles que *Chara* à des espèces typiques de conditions eutrophes telles que *Zannichellia*. De plus, la période de végétation s'est raccourcie et les populations de macrophytes ont été saisonnièrement « prises en sandwich » entre deux pics de phytoplancton au printemps et à la fin de l'été. Les auteurs concluent que, dans le cadre d'un processus lent (pouvant durer peut-être 10 à 100 ans) et auto-entretenu, le phytoplancton peut progressivement éliminer les macrophytes submergées sans avoir recours à une perturbation, comme l'exige le modèle des états stables alternatifs pour la perte de macrophytes submergées.

Les effets d'une eutrophisation se montrent aussi à une échelle de temps beaucoup plus longue (7000 ans) : des carottes de sédiments d'un lac peu profond au Danemark ont montré un changement marqué dans la dominance des différents producteurs primaires (Bradshaw et al. 2005). Les fossiles de diatomées ont été utilisés pour déduire les concentrations totales de phosphore (TP) à environ 250 µg/L autour de 1910. Les fossiles de macrophytes ont augmenté avec l'augmentation de la disponibilité des nutriments dus aux développements intensifiés et à l'agriculture de l'âge romain (AD 0-400), mais se sont ensuite effondrés dans la période moderne (AD 1536 à présent), et spécifiquement au 20<sup>ème</sup> siècle, avec le phénomène de l'eutrophisation anthropogénique. Il a été montré, à partir de l'analyse de carottes sédimentaires, que dans les lacs subarctiques de la zone nord-tempérée, la présence des cyanobactéries et leur dominance dans les communautés phytoplanctoniques se sont accrues à partir des années 1800, avec une accélération notable de ce phénomène depuis la seconde guerre mondiale (Taranu et al. 2015).

Dans les lacs plus profonds, l'habitat des macrophytes sera le plus touché par l'apport croissant de nutriments provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles le long du littoral. De tels changements dans l'abondance et la composition de la communauté des macrophytes ont été observés dans de nombreux lacs préalpins touchés par l'eutrophisation tels que le lac Léman ou le lac de Constance (Lehmann and Lachavanne 1999, Schröder 1988). Bien que la contribution des macrophytes à la production primaire globale dans les lacs profonds soit faible comparée à celle du phytoplancton, la perte de la végétation aquatique a de forts effets sur les fonctions des écosystèmes, car de nombreux organismes, dont les poissons, dépendent des habitats benthiques. Un tel couplage benthique-pélagique a été démontré pour de nombreux grands lacs profonds (Genkai-Kato et al. 2012, Vadeboncoeur et al. 2002, Vander Zanden and Vadeboncoeur 2002). A terme, l'eutrophisation du littoral des grands lacs profonds a d'importants effets sur tout l'écosystème et au-delà des effets sur la faune et la flore des berges.

#### *5.7.1.1.3. Modifications fonctionnelles intra-groupes*

Outre les modifications entre les grands groupes de producteurs primaires associés à la modification de la disponibilité en nutriments, des modifications au sein de chaque groupe de producteurs primaires sont également observées, avec des modifications de la structure des communautés et des changements d'espèces. De nombreuses études utilisent désormais une approche basée sur les traits fonctionnels des espèces, autrement dit des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques mesurables à l'échelle de l'individu et qui influencent leur croissance, leur reproduction et leur survie. Les espèces sont alors regroupées en fonctions des traits qu'elles partagent et on va parler de modifications fonctionnelles intra-groupes.

#### *Exemple de modifications morpho-fonctionnelles chez le phytoplancton*

Depuis une dizaine d'années, l'approche morpho-fonctionnelle est de plus en plus utilisée dans les publications scientifiques (Edwards et al. 2012, Fraisse et al. 2013, Kruk et al. 2010, Kruk and Segura 2012), afin de prédire les modifications des communautés phytoplanctoniques face aux changements globaux. A partir des bases de métadonnées et de données, les niches écologiques des espèces sont décrites quantitativement, via leurs traits physiologiques et morphologiques, et regroupées en groupes fonctionnels (Kruk and Segura 2012, Reynolds et al. 2002). A partir de l'analyse de l'abondance des espèces le long de gradients environnementaux, il est en effet possible de délimiter la niche des espèces et de prédire quels groupes fonctionnels seront présents dans tel environnement, en fonction de la stabilité du milieu et de son degré de stochasticité.

La structure de taille du phytoplancton influence directement le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, via la sédimentation de matière organique et les transferts dans le réseau trophique. Une modification de la structure de taille du phytoplancton aura donc des répercussions fonctionnelles directes sur l'écosystème aquatique. Il existe une très grande variabilité de la taille des cellules de phytoplancton, avec des cellules allant du micromètre au millimètre. Or la taille des cellules de phytoplancton contrôle l'absorption de nutriments et leur stockage. Un fort rapport surface/volume des

organismes conduit généralement à une amélioration de l'absorption de l'azote. Les travaux d'Edwards (Edwards et al. 2011, Edwards et al. 2012) ont montré une corrélation positive entre la taille des cellules et les traits fonctionnels physiologiques ( $V_{\max}$ ,  $K$  et  $Q_{\min}$ ). Les espèces de grande taille présentent donc une constante de demi-saturation  $K$  et un quota minimum  $Q_{\min}$  élevés, nécessitant une concentration du milieu en nutriments élevée, mais aussi une vitesse maximale d'absorption  $V_{\max}$  élevée, les rendant compétitives à forte concentration pour l'acquisition de cette ressource. Un milieu riche en nutriments favorise donc les espèces de grande taille.

Les facteurs environnementaux contrôlant les apports de N et de P entraînent naturellement des fluctuations de ces apports dans l'écosystème, avec des variations allant de la seconde à l'année (Schapira 2005). Ces fluctuations des ressources contrôlent l'activité biologique et la structure des communautés de phytoplancton (Litchman et al. 2007), en favorisant la coexistence de multiples stratégies pour l'acquisition des ressources (Chesson et al. 2004, Litchman and Klausmeier 2008). Lorsque les concentrations des nutriments restent faibles, les espèces avec la plus petite constante de demi-saturation  $K$  vont dominer (en l'absence de prédation forte). Ces espèces, capables d'absorber des nutriments à faibles concentrations, sont appelées les 'affinity-adapted species'. A l'inverse, si les concentrations en nutriments sont élevées, ce sont les espèces capables d'absorber rapidement ces nutriments (et de croître rapidement), donc avec un fort  $V_{\max}$ , qui seront les plus compétitives. Ce sont les 'velocity-adapted species'. Enfin, les 'storage-adapted species' sont capables de stocker les nutriments pour plusieurs générations et elles sont donc favorisées dans les milieux fluctuants, alternant des périodes de limitation avec des apports de nutriments. Une espèce pourra être 'affinity-adapted' pour un nutriment et 'storage-adapted' pour un autre. Il a été observé un trade-off entre les coefficients d'affinité pour l'azote ( $C^N$ ) et pour le phosphore ( $C^P$ ) chez le phytoplancton d'eau douce, indiquant que les espèces sont soit bonnes compétitrices pour l'azote, soit pour le phosphore (Edwards et al. 2011). Le coefficient d'affinité  $V_{\max} / (K * Q_{\min})$  permet d'évaluer l'affinité pour le nutriment. Beaucoup de modèles mécanistiques ont été développés pour prédire l'issue de la compétition du phytoplancton en fonction des apports en nutriments (Bonachela et al. 2011, Klausmeier et al. 2004, Smith and Yamanaka 2007), mais leur extrapolation au milieu naturel reste limité pour l'instant.

Les espèces de phytoplancton sont en compétition pour un nombre restreint de ressources (lumière, azote, phosphore, silice, ...). La théorie d'exclusion compétitive prévoit qu'un faible nombre d'espèces peuvent coexister, équivalent au nombre de ressources (Gause 1936, Tilman 1977). Or, les communautés phytoplanctoniques présentent une grande diversité fonctionnelle et spécifique. Ce « paradoxe du plancton » (Hutchinson 1961) est débattu depuis les années 1960. L'hétérogénéité spatiale et les fluctuations temporelles des conditions du milieu sont une des principales explications de la coexistence d'un grand nombre d'espèces (Anderies and Beisner 2000, Chesson 2000a, b). La coexistence de différentes stratégies pour l'acquisition des ressources vue précédemment explique la plus grande diversité du phytoplancton observée dans les environnements fluctuants. Les travaux de Sommer en 1984, largement repris depuis, ont d'ailleurs montré une diversité maximale du phytoplancton lorsque les communautés sont exposées à des apports hebdomadaires de nutriments (Sommer 1984). Avec l'eutrophisation, les écosystèmes aquatiques passent d'un système oligotrophe avec pulses de nutriments à un système eutrophe, où le facteur limitant est la lumière. Les pulses sont toujours présents, mais le système est déjà saturé en nutriments, et avec l'augmentation de la biomasse de phytoplancton, la disponibilité de la lumière diminue. Les espèces les plus compétitives pour la lumière sont alors avantagées. Si la colonne d'eau est peu mélangée, la principale stratégie est la formation de vacuoles à gaz permettant le maintien des cellules en surface, comme c'est le cas pour les espèces *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, etc. Si la colonne d'eau est mélangée, c'est l'espèce présentant la plus faible valeur critique de lumière (minimum de lumière avec une croissance positive) qui gagne la compétition (Huisman et al. 1999a), autrement dit l'espèce adaptée au plus faible niveau de lumière. Les fluctuations temporelles de lumière vont quant à elles favoriser temporairement la coexistence d'espèces (Litchman 2003), comme c'est souvent observé dans les blooms de cyanobactéries avec la dominance de plusieurs espèces.

### Exemple de modifications morpho-fonctionnelles chez les macrophytes

Dans les cours d'eau, la forme de croissance et la morphologie des plantes aquatiques vont changer avec l'eutrophisation. Une disponibilité élevée des éléments nutritifs peut favoriser les espèces à productivité élevée et les espèces capables de former des peuplements denses. Cependant, l'eutrophisation augmentera également la croissance du biofilm sur les plantes et réduira ainsi la disponibilité de la lumière. En conséquence, les espèces présentant un faible besoin en lumière ou une croissance apicale élevée (pousses principales et latérales) seront favorisées, car elles sont capables de concentrer leur biomasse photosynthétique active à la surface de l'eau. L'eutrophisation entraîne donc des changements distincts dans l'abondance de certaines espèces et de traits fonctionnels de la communauté des plantes aquatiques dans les cours d'eaux (Baatrup-Pedersen et al. 2016). Des observations similaires ont été faites sur les lacs peu profonds. Dans des conditions de productivité élevée, les espèces ayant des caractères qui leur permettent d'atteindre la zone photique, comme les espèces formant la canopée ou les macrophytes flottantes, sont favorisées (Arthaud et al. 2012).

Le dépôt transitoire de sédiments fins, ainsi que la stabilité et la teneur en nutriments des sédiments, vont déterminer le type de végétation dominante dans des cours d'eau (Figure 5.39. Jones et al. (2012) ont développé un modèle conceptuel qui prends en compte l'interaction entre disponibilité des nutriments et stabilité des sédiments pour décrire les changements morpho-fonctionnels des communautés des plantes aquatiques : la perte de macrophytes se produit lorsque les sédiments déposés sont infertiles et instables. Lorsque les sédiments déposés sont fertiles et stables, la communauté sera dominée par des espèces émergentes et terrestres. Si les sédiments sont fertiles et instables la communauté développe des tapis flottants de macrophytes. En Europe, ce sont généralement *Glyceria fluitans*, *Glyceria maxima* et *Rorippa nasturtium-aquaticum*, qui peuvent ultérieurement remplir l'espace sous le tapis flottant et devenir terrestres (flèche pointillée dans figure 5.39). Entre ces deux dernières conditions, la croissance des macrophytes a tendance à augmenter et à piéger plus de sédiments fins. La qualité du matériel retenu déterminera si les tapis flottants ou les espèces émergentes enracinées prédominent. Il convient de noter que les macrophytes ne sont pas indépendants dans ce processus, interagissant avec la fertilité et la stabilité des sédiments. Or la stabilité des sédiments déposés n'est pas constante, mais varie entre les sites, en fonction de la vigueur du courant, et de façon saisonnière avec le débit et la croissance des macrophytes. Ensuite, la succession des groupes fonctionnels des macrophytes peut être réinitialisée par des événements de haut débit chaque année (ou sur des périodes de retour plus longues).

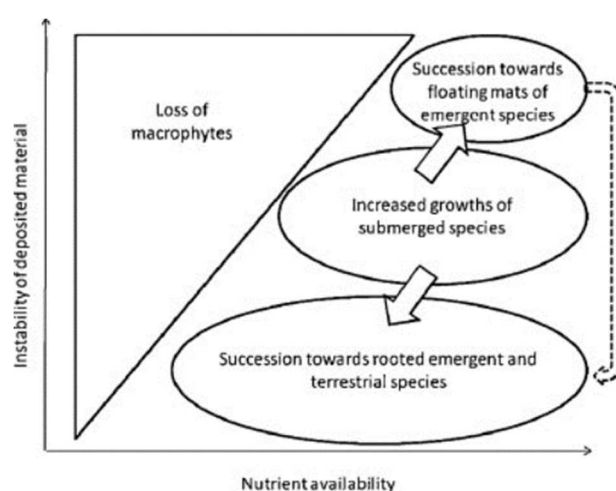


Figure 5.39. Diagramme conceptuel indiquant les résultats pour la communauté des macrophytes (formes de croissance, traits fonctionnels) en fonction de l'instabilité et de la teneur en éléments nutritifs des sédiments. De Jones et al. (2012)

Avec l'eutrophisation progressive, les macrophytes submergées, même celles qui sont capables de former un canopée proche de la surface de l'eau, peuvent aussi être remplacés par des macrophytes flottant librement dans les lacs peu profonds. Plusieurs exemples ont montré que les macrophytes flottantes librement profitent d'une forte concentration des nutriments dans l'eau et des températures élevées (Netten et al. 2010, Scheffer et al. 2003, Smith 2014). Des effets similaires étaient observés aussi dans les baies de grandes rivières, comme l'Hudson, où *Trapa natans* a remplacé *Vallisneria americana*, avec des conséquences fortes sur les conditions physico-chimiques (Caraco et al. 2006).

#### 5.7.1.2. Conséquences sur la composition des communautés, la biodiversité fonctionnelle et spécifique

##### 5.7.1.2.1. Conséquences sur le phytoplancton

L'eutrophisation entraîne une modification des assemblages d'espèces de phytoplancton (Reynolds 2006). Dès les travaux de Hutchinson (Hutchinson 1967), il a été mis en évidence des changements d'espèces de phytoplancton en fonction du niveau trophique du lac. *Staurodesmus* (Desmidiaceae) par exemple est dominant dans les milieux oligotrophes, alors que des cyanobactéries, comme *Microcystis*, *Aphanizomenon* et *Dolichospermum* (anciennement *Anabaena*), prédominent dans les milieux eutrophes. Avec l'augmentation du niveau trophique du lac, il y a ainsi une augmentation de la contribution relative des cyanobactéries à la biomasse totale de phytoplancton, de moins de 10 % dans les systèmes mésotrophes à plus de 50 % en systèmes hyper-eutrophes (Auer 2004). Les Chrysophycées diminuent dès le stade eutrophe, alors que les Chlorophycées disparaissent seulement au stade hypereutrophe (Auer 2004).

L'eutrophisation entraîne une chute de la diversité estivale des groupes de phytoplancton, et ce dès de faibles augmentations des concentrations en nutriments. Un des exemples connus est l'étude de Watson (Watson et al. 1997) sur 91 lacs canadiens (Fig. 5.40). À partir d'une concentration de phosphore total de 0,1 mg P /L, une diminution de la richesse spécifique des autotrophes est observée, aussi bien en lacs qu'en rivières, en zone tempérée qu'en zones subtropicales et polaire (Azevedo et al. 2013). Cependant, la relation entre richesse et phosphore n'est pas strictement décroissante. Jeppesen et al. (2000) ont montré une relation unimodale entre la richesse spécifique du phytoplancton et la concentration en phosphore total, avec un maximum localisé entre 0.5 et 2 mg/L. La même relation a été observée avec la diversité de Shannon et la biomasse, à partir de l'analyse de données de 71 lacs danois (Jeppesen et al. 2000). À noter que la profondeur du plan d'eau impacte cette relation, les plans d'eau peu profonds présentant des concentrations en phosphore total plus élevées que les plans d'eau profonds et stratifiés. Cette baisse de diversité aux fortes concentrations de nutriments est associée aux modifications des conditions de ressources discutées dans le paragraphe précédent, ainsi qu'à l'homogénéisation des conditions nutritives et hydrologiques des plans d'eau à l'échelle régionale induites par les activités anthropiques. Cette homogénéisation des conditions environnementales risque d'entraîner une homogénéisation des communautés de phytoplancton et une chute de la diversité (Maloufi et al. 2016).



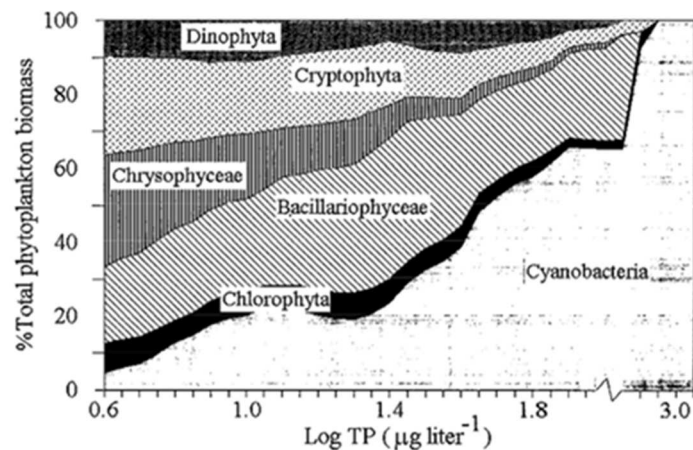


Fig. 5.40: Relation entre la contribution moyenne (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton par rapport à la biomasse totale estivale et la concentration en phosphore totale dans l'eau (Watson et al. 1997)

Les conséquences directes de l'eutrophisation sont donc une augmentation de la dominance et de la biomasse des cyanobactéries, ainsi qu'une réduction de la diversité pendant la période estivale. Les accumulations importantes estivales de cyanobactéries entraînent une accumulation de cellules de résistance (akinètes) chez les Nostocales ou de cellules végétatives dans le sédiment (Hense and Beckmann 2006), qui peut entraîner une boucle de rétroaction positive dans les plans d'eau. D'une part, ces akinètes contribuent à l'initiation du bloom lors du recrutement printanier, d'autre part, leur séjour hivernal dans le sédiment contribue à accumuler des nutriments. Hellweger et al. (2008) ont montré via un modèle agent centré que l'absorption du phosphore dans le sédiment par *Dolichospermum* (*Anabaena*) était six fois plus élevée que son absorption dans la colonne d'eau, indiquant que le sédiment agissait à la fois comme un refuge pour la période hivernale et comme une source prédominante de nutriment.

La toxicité de ces cyanobactéries est également en partie régulée par la quantité d'azote et de phosphore dans le milieu. Dans une étude sur 22 lacs du sud du Québec, Giani et al. (2005) ont montré une corrélation entre le phosphore total et la biomasse de cyanobactéries potentiellement toxiques, en particulier les genres *Microcystis* et *Dolichospermum* (*Anabaena*). L'augmentation de biomasse de cyanobactéries par unité de phosphore (qu'elles soient toxiques ou non) était même supérieure à celle du phytoplancton total. Ces mêmes auteurs ont mis en avant une corrélation positive entre la concentration de la toxine microcystine et celle de l'azote total.

#### Causes possibles de la dominance des cyanobactéries :

Les cyanobactéries présentent de nombreuses stratégies adaptatives, qui les rendent particulièrement compétitives dans les eaux eutrophes et stagnantes, durant la période estivale :

- De manière générale, les cyanobactéries sont adaptées aux températures élevées, avec des températures optimales de croissance comprises entre 25 et 30°C pour la grande majorité des espèces (Carey et al. 2012, Robarts and Zohary 1987), même si elles peuvent croître à des températures inférieures.
- Les cyanobactéries présentent généralement un fort coefficient d'affinité  $V_{max} / (K * Q_{min})$  pour le phosphore (Edwards et al. 2013), les rendant particulièrement compétitives pour ce nutriment. Leur biomasse et leur dominance augmentent fortement lorsque la concentration du milieu en phosphore total augmente de 30 à 100 µg/L (Downing et al. 2001).
- Le stock de phosphore étant devenu moins limitant dans beaucoup de plans d'eau, c'est l'azote qui devient limitant. Des espèces comme *Dolichospermum* (*Anabaena*) et *Aphanizomenon* sont capables de fixer l'azote atmosphérique (diazotrophes) (Oliver and Ganf 2000) et prolifèrent sous forme de blooms dans les plans d'eau, alors que l'azote est limitant pour les autres espèces.

- Certaines cyanobactéries sont également capables d'utiliser les formes organiques d'azote et de phosphore et la forme bicarbonate pour le carbone, les rendant plus compétitives que les autres espèces de phytoplancton pour leurs trois principaux éléments C, N et P (O'neil et al. 2012).
- Elles sont également adaptées aux forts pH et supportent des pH jusqu'à 11, induit par exemple par une forte activité photosynthétique. Les cyanobactéries sont plus compétitives quand les carbonates sont limitants.
- Comme nous l'avons vu précédemment, plus le milieu est riche en nutriments, plus c'est la lumière qui devient le facteur limitant. De nombreuses espèces produisent des vésicules à gaz, leur permettant de réguler leur flottabilité et de se maintenir proche de la surface où la lumière est maximale (Reynolds et al. 1987).
- Certaines espèces sont capables de produire des akinètes (cellules de résistance) ou à minima des cellules de dormance (Kaplan-Levy et al. 2010), qui contribuent à augmenter le recrutement des cyanobactéries l'année suivante.
- Les cyanobactéries font l'objet d'un broutage par le zooplancton mais la formation de colonies ou de filaments de grande taille peut limiter ce broutage (Oberhaus et al. 2007) de même que la production de toxines qui peut dans certains cas limiter fortement la pression exercée par ce zooplancton (Ger et al. 2016).
- Le mucilage produit par certaines cyanobactéries coloniales est constitué d'exopolymères (EPS) qui forme une matrice protectrice contre différents stress environnementaux, comme la présence de métaux lourds et d'UV (Kehr and Dittmann 2015) et protègent également de la digestion (Reynolds 2007).

Les cyanobactéries présentent un taux de croissance plus faible par rapport aux autres espèces de phytoplancton. Ces stratégies leur confèrent un avantage compétitif, mais ont également un coût métabolique pour la cellule.

#### Les différents types de blooms de cyanobactéries

De nombreux blooms sont observés chaque année avec différents types:

- le développement en 'fleur d'eau' (blooms de surface), avec des besoins élevés en lumière, comme les blooms de *Microcystis*,
- des blooms dispersés sur la colonne d'eau, avec une biomasse homogène sur l'ensemble de l'épilimnion. Il s'agit alors soit d'espèces adaptées aux fortes lumières, comme les blooms de *Dolichospermum* ou d'*Aphanizomenon*, ou des espèces adaptées aux faibles lumières, comme les blooms de *Planktothrix agardhii* ou d'*Oscillatoria*, en fonction des conditions locales
- Le développement en couche, dans les lacs stratifiés, avec une accumulation au niveau du metalimnion (blooms metalimnétiques). Par exemple, les blooms de *Planktothrix rubescens*
- le développement benthique, en s'associant aux biofilms, pour des espèces comme *Oscillatoria* et *Phormidium*, avec certaines espèces très toxiques.

Les conséquences écologiques de ces blooms diffèrent, de même que leur visibilité pour les usagers des plans d'eau. Les blooms metalimnétiques par exemple apparaissant soudainement en surface au début de l'automne sous l'effet cumulé de la diminution de la lumière et du brassage par le vent (Walsby and Schanz 2002). Les blooms dispersés sur la colonne d'eau peuvent également se concentrer rapidement à la surface de l'eau en fin de bloom, suite à une mauvaise régulation de la flottabilité. Les blooms de surface peuvent quant à eux se concentrer en zone littorale, suite à l'action du vent sur le plan d'eau.

#### Le déclenchement et le développement des blooms

D'après Roelke and Buyukates (2001), le développement de la biomasse d'une espèce formant des blooms peut être résumé par l'équation suivante, où chaque paramètre est susceptible d'être à l'origine de l'initiation du bloom :

$$\frac{d\phi_{HAB}}{dt} = \mu\phi_{HAB} - \gamma G_Z - vP \pm AdvDif$$



avec  $\phi_{HAB}$  la biomasse de l'espèce,  $\mu$  son taux de croissance,  $\gamma$  le taux de filtration par le zooplancton,  $G_Z$  la biomasse de zooplancton (et autres consommateurs),  $\nu$  le taux de mortalité associée aux pathogènes et  $P$  la biomasse des pathogènes (bactéries, virus, champignons). Une partie de la biomasse est transportée par advection et diffusion (*AdvDiff*), qui sont contrôlées par les conditions locales de la masse d'eau et son hydrodynamisme.

Tout comme en milieu marin (Roelke and Buyukates 2001), ces différents paramètres peuvent être à l'origine de l'initiation d'un bloom en eau douce. La biomasse par exemple peut initier un bloom, via le recrutement des cellules de dormance et des akinètes ou l'arrivée d'une masse d'eau contenant des cyanobactéries. La croissance  $\mu$  est directement corrélée aux traits physiologiques de l'espèce et ses capacités à absorber, stocker et utiliser les nutriments et la lumière. Un fort taux de croissance lié à des conditions non limitantes peut induire un bloom en quelques jours à quelques semaines, particulièrement si la température est élevée. La température de l'eau et le taux de dilution auront donc un rôle important sur ce taux de croissance et donc contrôlent la vitesse de formation du bloom. Le taux de filtration par le zooplancton est réduit mécaniquement grâce à la formation de colonies et la production de mucilage (Reynolds 2007). La biomasse des prédateurs peut alors être impactée négativement, d'autant plus s'il y a production de toxines.

Comme toutes espèces vivantes, les cyanobactéries prolifèrent dès qu'elles le peuvent et là où elles peuvent (Smayda 2008). Mais, avec l'eutrophisation, les conditions environnementales sont passées d'un faible à un fort potentiel de développement des espèces (Fig. 5.41). Le développement réel du bloom dépend alors de facteurs locaux, en particulier des conditions hydrodynamiques locales (Fig. 5.41), de la disponibilité en lumière et de la température de l'eau. Le bloom est donc contrôlé à la fois par des facteurs à déterminisme à grande échelle et des facteurs stochastiques à micro-échelle. A cette association de facteurs s'ajoute un effet mémoire (voir amplificateur) du système induit par la production de cellules de dormance. L'importance relative des différents facteurs peut varier d'une espèce à l'autre (Fig. 5.42). Certains genres comme *Dolichospermum* (fixatrice d'azote) sont contrôlés avant tout par les nutriments, alors que la température semble être le facteur prépondérant pour d'autres espèces, comme *Microcystis* (Fig. 5.42 ; Johnk et al. 2008, Rigosi et al. 2014). Malheureusement la dynamique temporelle, l'amplitude et la nature des blooms dans les plans d'eau restent pour l'instant peu prévisible par les modèles. Une des raisons est que cette approche reste limitée en raison des interactions biotiques (compétition, prédation et parasitisme) qui interviennent dans le milieu naturel. Ces interactions entraînent en effet des fluctuations d'abondance, qui rendent imprévisible l'évolution temporelle de la biomasse des différentes espèces de phytoplancton dans le système. Via des modèles couplés à des approches expérimentales en laboratoire, des phénomènes de chaos (Benincà et al. 2008, Huisman and Weissing 1999, Scheffer 1991) et de résonance (Beninca et al. 2011) ont été mis en évidence. La résonance est un ensemble d'oscillations de grande amplitude induites par un signal de faible amplitude (variation de température par exemple) intervenant à une fréquence proche de la fréquence de résonance du système. Si la fréquence de variation de la perturbation est égale à un multiple de la fréquence des oscillations intrinsèques de la population de phytoplancton, la biomasse de phytoplancton entrera en résonance, avec de grandes oscillations.

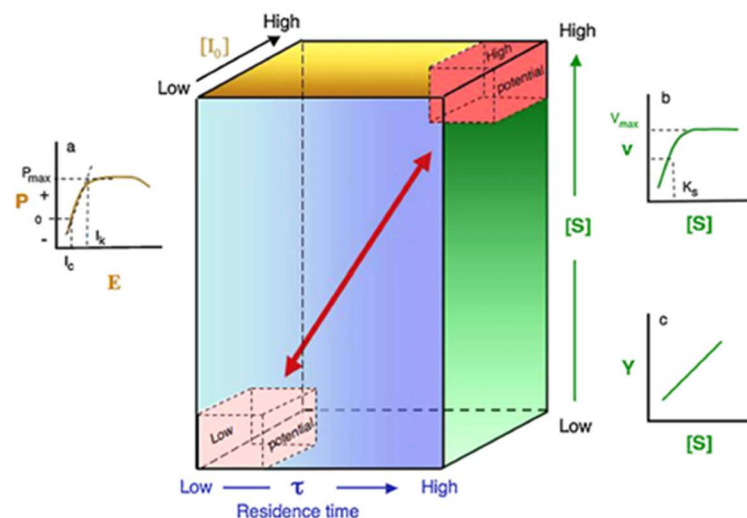


Fig. 5.41: Potentiel de développement de blooms en fonction de la disponibilité en lumière, en nutriments et du taux de résidence de l'eau (Smayda 2008). Les graphiques latéraux montrent la relation entre (a) l'activité photosynthétique et la lumière, (b) l'absorption de nutriments et la concentration en nutriments et (c) la biomasse et la disponibilité en nutriments (relation dose – rendement).

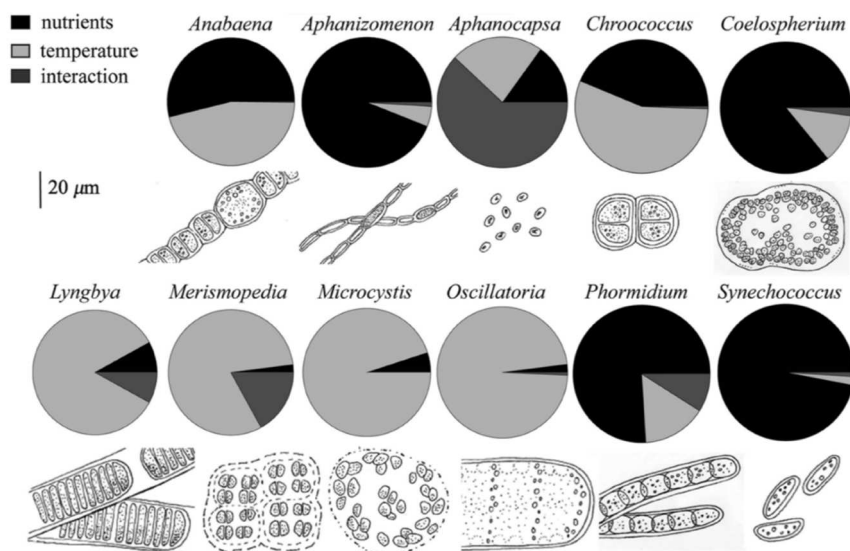


Fig. 5.42 : Les effets relatifs des nutriments, de la température et de leur interaction sur le biovolume relatif de 11 taxons de cyanobactéries (d'après Rigosi et al. (2014))

### La toxicité des blooms

Tous les ordres de cyanobactéries d'eau douce présentent des espèces capables de produire des toxines et des composés bioactifs (Carmichael 1989). Ces molécules ont été considérées pendant très longtemps comme des métabolites secondaires, non essentiels à la croissance et au métabolisme de la cyanobactérie, mais des travaux récents ont montré que les gènes de synthèse de certaines de ces molécules présentaient des patterns d'expression identiques à celui de gènes de ménage, ce qui laisse penser que certains de ces métabolites jouent un rôle dans le métabolisme central des cellules (Straub et al. 2011). Le rôle des toxines et des composés bioactifs reste encore méconnu malgré les nombreux travaux réalisés sur cette question pour les microcystines (peptides cycliques).

Il est impossible en l'état actuel des connaissances de prévoir la toxicité potentielle d'une prolifération lorsqu'elle se développe dans un écosystème. En effet, une même espèce de cyanobactérie peut

produire des toxines différentes sachant qu'au sein de cette espèce, certaines souches produiront certaines de ces toxines alors que d'autres souches en produiront d'autres. Il a été ainsi montré chez *Microcystis*, la cyanobactérie qui prolifère le plus communément dans les lacs, que les génomes de différentes souches de cette espèce pouvaient contenir de deux à neuf clusters de gènes impliqués dans la synthèse de métabolites secondaires (Humbert et al. 2013). Par ailleurs, il a été également montré chez *Microcystis* que la proportion de cellules contenant les gènes permettant la synthèse des microcystines pouvait considérablement varier au cours d'un bloom (Briand et al. 2009) ou d'un bloom à l'autre (Sabater et al. 2010), même lorsque ces proliférations se développent dans des écosystèmes très proches géographiquement les uns des autres.

Enfin, il faut souligner que de nouveaux clusters de gènes impliqués dans la synthèse de métabolites encore inconnus sont découverts chaque mois par des approches de génomique comparée (p. ex. Pancrace et al. 2017) et donc que nous sommes encore loin de bien connaître le potentiel toxique des cyanobactéries.

Les conséquences de la prolifération des cyanobactéries pour les écosystèmes sont multiples : elles modifient tout d'abord fortement la structure des communautés de producteurs primaires et réduisent leur diversité ; l'augmentation de l'abondance des fixatrices d'azote impacte de plus la stœchiométrie de la matière organique et les cycles biogéochimiques (Sturner and Elser 2002). Les répercussions sur les consommateurs et sur les habitats sont discutées ci-après. Les blooms sont plus ou moins persistants en fonction des plans d'eau, de quelques jours à plusieurs mois. Les effets vont donc varier en fonction de la durée et de l'intensité du bloom. La dégradation des écosystèmes aquatiques ne s'est pas fait de manière linéaire, mais par basculement brutal d'un état écologique à un autre, en particulier dans les plans d'eau peu profonds (Scheffer et al. 1993). Les régimes de transitions sont traités à part (voir encadré 5.2).

#### Encadré 5.2. Changements abrupts de régimes (Sergi Sabater)

Transitions in the trophic state of a body mass have been historically recognized, and part of the classical limnological knowledge. The textbook example of Lake Washington illustrates that systems may become impaired or, reversely, improved in their trophic state in response to changes in nutrients, but also in relation to other variations.

It may occur that transitions are either progressive because a continuous existing force (or stressor) is able to produce a slow response in the primary producers and associated trophic levels, or instead occur suddenly.

Sabater et al. (2011) described the progressive shift in the trophic status of a forested stream because of the addition of moderate nutrient concentrations during more than three years. The forested stream experienced a progressive shift towards a more productive system, with chlorophyll pulses corresponding to the existence of short periods of opportunity when the canopy allowed for the arrival of light to the streambed. These changes took long time (more than one year) to be significant, and were transitional, i.e their relevance moderated later on when nutrients were no longer arriving to the system.

The transition may also be abrupt in many instances. The arrival to the deteriorated state has been described as catastrophic in lakes, in many cases coinciding with an abrupt change from macrophyte to phytoplankton domination. This shift between states is common in small lakes as well as in shallow lakes that allow macrophyte development (Janssen et al. 2016). Abrupt changes between clear and turbid water states can occur in shallow lakes as well as in lowland rivers, both in time and in space (Hilt et al. 2011, 2015).

Shifts may be buffered by climatological circumstances such as rainfall or wind. Cobbaert et al. 2014 observed the existence of precipitation-induced regime switches in Shallow Lakes in Alberta, Canada. These are pristine shallow lakes that tend to be clear and dominated by submerged aquatic vegetation, or turbid and dominated by phytoplankton. They explored the effect of fluctuations in annual precipitation on the lake response, since the precipitations affected water depth, total phosphorus (TP) concentration, turbidity, phytoplankton biomass, and macrophyte biomass. The regime switches were driven by the transient dynamics of phytoplankton, and dilution of nutrients, phytoplankton biomass, and turbidity during wetter years, and by evapoconcentration during dry years. In the wetter years, macrophytes dominated, while during the drier periods phytoplankton became dominant. These mechanisms are possibly rather common in shallow lakes.

In a longitudinal perspective, reservoirs may act as extremely efficient performers in producing abrupt shifts. The existence of a series of large reservoirs in the middle-lower part of the Ebro produced enormous shifts in the concentration of chlorophyll-a, as well as in the planktonic communities developing in the system (Sabater et al. 2008, Tornés et al. 2014). While the concentration of sestonic chlorophyll rose steeply in the middle section of the river, the chl-a concentration collapsed downstream of the reservoirs. The difference was maximal during the low-water phases of the river, when water residence time was much higher, and decreased to reach longitudinal homogenization during the high-water phases.

Situations can also be reversed from the poor to the better state. However changes are not linear, but instead follow different trajectories than those occurring during the impairment. McTammany et al. (2007) described how agricultural land abandonment in the southern Appalachian streams and its associated extensive reforestation matches the response of stream ecosystem metabolism. In an exercise of space-by-time substitution, they were able to show that decreasing concentrations of inorganic nutrients, and decreasing light irradiance because of the growing canopy in the recently forested streams, were reflected in their lower GPP. GPP was reduced to pre-agricultural levels, and shading caused by reforestation appears to be an important mechanism by which stream metabolism recovers from historical agriculture.

It has also been proven that reduction in wastewater loading leads to significant improvement of eutrophication. Van Nieuwenhuyse (2007) proved that the decline in mean summer total phosphorus (TP) corresponded with strong decreases of chlorophyll concentration in the Rhine River and in the Sacramento River. In the Sacramento - San Joaquin Delta the decrease was abrupt: a 1.5-fold reduction in TP led to an equally abrupt 2.6-fold reduction in Chl. It was proven that the reduction of TP and no potential changes in other physical factors was the responsible for the TP reduction.

The occurrence of a progressive or abrupt change following nutrient enrichment -or any other factor of change- is related to the intensity of the pressure (e.g. the concentration and timing of the nutrient supplied) but also to the complexity of the receptor system. Scheffer et al. (2012) indicated that modularity (poor connectivity) in a system was a factor for higher adaptive responses and for the response to be a gradual change in response to the stressor(s). When the system was more complex, however, and better connected between the different compartments, e.g. as in a very diverse ecosystem, it was able to show higher resistance to change, but also sudden shifts to a lower, alternative, state. It had to be expected, according to this, that more complex systems such as floodplains or larger river systems may be the most susceptible to show these critical transitions between alternative states, while simpler others, such as small streams, may instead show gradual changes.

#### 5.7.1.2.2. Conséquences sur les macrophytes

Les effets d'enrichissement peuvent varier en fonction de la communauté de macrophytes submergés qui est établie dans le lac. Une étude en mésocosme a montré que les communautés dominées par les charophytes étaient plus fortement influencées par un enrichissement nutritif à court terme qu'une communauté dominée par *Stuckenia pectinata* (Bakker et al. 2010), bien que celle-ci produisait moins de biomasse par surface que les charophytes. *Stuckenia pectinata* est capable de former un toit au-dessous de la surface de l'eau et peut ainsi tolérer un développement de phytoplancton induit par les nutriments mieux que les charophytes à faible croissance. Une autre étude en mésocosme a montré que la facilitation entre les espèces de macrophytes augmentait la résilience à l'eutrophisation (Le Bagousse-Pinguet et al. 2012).

Les lacs peu profonds semblent plus résistants aux blooms d'algues de la fin de l'été si la biomasse printanière est suffisamment élevée. Seulement avec des valeurs de biomasse de macrophytes au printemps inférieures à 100 g de masse sèche par m<sup>2</sup>, des blooms d'algues ont été observés dans une étude en mésocosme, indépendamment de la composition de la communauté des macrophytes (Bakker et al. 2010). Une biomasse faible de macrophytes en printemps avec un bloom de phytoplancton en fin d'été peut être une phase de transition entre l'état dominé par les macrophytes et de l'eau claire et l'état trouble, phytoplanctonique (Hilt et al. 2013), et a donc été considéré comme un signal d'avertissement pour un changement de régime.

Certains lacs passent d'une prédominance de plantes submergées à une dominance de plantes flottant librement lors de processus d'eutrophisation (Scheffer et al. 2003). Une communauté de macrophytes submergés en bonne santé peut épuiser plus d'azote que de phosphore dans la colonne d'eau, avec des effets négatifs sur la croissance des plantes à feuilles flottantes non enracinées dans le sédiment. La disponibilité élevée des nutriments, en particulier l'apport en azote, favorisera la supériorité concurrentielle des plantes flottant librement, qui profitent aussi de leur accès facile à la lumière et au CO<sub>2</sub>. Ainsi, une eutrophisation accrue affaiblit la résilience des macrophytes submergées et induit un changement vers des plantes flottant librement dans les lacs peu profonds (Scheffer et al. 2003). De tels effets pourraient être renforcés sous le réchauffement climatique. Une étude en mésocosmes (Netten et al. 2010) a montré que la fougère exotique envahissante *Salvinia natans* a fait concurrence à la macrophyte submergée exotique envahissante *Elodea nuttallii* dans des scénarios de température et de nutriments élevés. *Salvinia* elle-même a augmenté la température de l'eau de surface mais a conduit à des températures plus basses en-dessous des feuilles flottantes. Une étude combinant des observations

sur 38 étangs avec une étude en mésocosmes a évalué les rôles de l'azote, du phosphore et aussi du rapport N:P pour la dominance des lentilles d'eau (Smith 2014). Dans les expériences en mésocosme, N a stimulé la croissance initiale des plantes flottantes, en particulier *Lemna*, mais a ensuite entraîné un remplacement par les algues vertes filamenteuses et *Wolffia*.

Plusieurs études ont montré que la richesse en espèces et l'abondance des macrophytes submergés sont négativement affectées par les teneurs élevées en azote dans les lacs (Barker et al. 2008, Gonzalez Sagrario et al. 2005, James et al. 2005, Moss et al. 2013). Particulièrement le nitrate hivernal élevé peut entraîner une diminution de la richesse en espèces des macrophytes (Barker et al. 2008). Dans cette étude, les effets étaient observables dans les mésocosmes à environ 1,5 mg/L d'azote inorganique. Cette concentration correspond approximativement aux données de terrain pour les concentrations associées à la diminution de la richesse en espèces, mais elle est beaucoup plus faible que les valeurs actuellement présentes dans les zones agricoles des basses terres en Europe.

### 5.7.1.3. Conséquences sur les réseaux trophiques

#### 5.7.1.3.1. Conséquences sur les compartiments trophiques

Filtreurs (*Daphnia* et moules)

La consommation des producteurs primaires est la première interaction trophique dans les écosystèmes, en transférant l'énergie capturée par la photosynthèse à des niveaux trophiques supérieurs. Différents filtreurs benthiques et pélagiques, brouteurs ou herbivores, consomment tous les types de producteurs primaires. Le développement du phytoplancton dans les lacs et les rivières à débit lent peut être contrôlé efficacement par différents filtreurs, en particulier le zooplancton et les grands daphnies (fig. 5.43) (Sommer et al. 2012b).

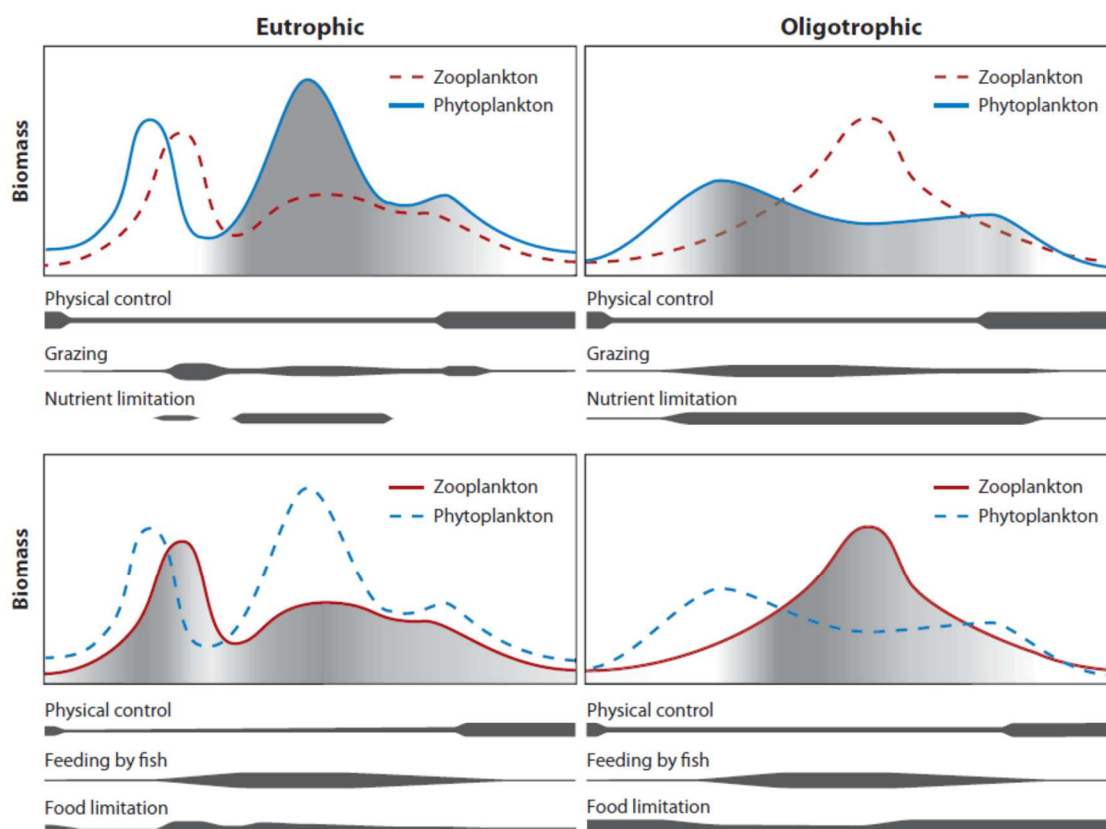


Fig. 5.43: *Patrons de biomasses saisonniers (hiver à automne) dans les plans d'eau eutrophes (gauche) et oligotrophes (droite). (Haut) Focus sur le phytoplancton (ligne solide bleue) (ombrage sombre, non comestible pour le zooplancton, ombrage léger, comestible pour le zooplancton). (Bas) Focus sur le zooplancton (ligne continue rouge) (ombrage sombre, petits herbivores, ombrage léger, larges herbivores). L'épaisseur des barres horizontales indique le changement saisonnier en importance relative des facteurs physiques, du broutage, de la limitation des éléments nutritifs, de la prédation des poissons et de la limitation des aliments. Sommer et al. 2012b.*

Les grandes espèces de *Daphnia*, en particulier, sont des filtreurs clés dans les plans d'eau (Lampert 2011), mais aussi dans les fossés de drainage, à écoulement lent, qui sont communs dans les zones agricoles (Brock et al. 1992). Ce sont des filtreurs non-sélectifs qui éliminent de grandes parties de la production de phytoplancton dans une taille d'environ 1 à 30  $\mu\text{m}$ . Cependant, ils ne peuvent pas éviter les particules individuelles telles que les algues toxiques ou gélatineuses et les cyanobactéries de faible qualité nutritive. Grâce à leur multiplication rapide en raison de la reproduction parthénogénétique, les grandes daphnies peuvent contrôler efficacement le phytoplancton et sont responsables de la phase d'« eau claire » en juin. Les changements dans l'abondance, la composition et la qualité nutritive du phytoplancton affectent immédiatement la croissance de *Daphnia*. Leur cycle de vie court les rend particulièrement sensibles à toutes sortes de changements environnementaux (Lampert 2011). L'augmentation de température peut les affecter indirectement par des changements dans la dynamique du phytoplancton, et directement en influençant la physiologie. L'augmentation de la température augmente le taux de croissance, le temps de développement des œufs et le taux de filtration, mais augmente aussi le taux de respiration et entraîne une plus petite taille corporelle. Les daphnies de plus petite taille montreront un taux de filtration et une taille de ponte réduits, et ne pourront alors plus contrôler efficacement le phytoplancton (Sebastian et al. 2012).

Cependant, la taille plus petite du zooplancton, en particulier des cladocères limnétiques dans les climats plus chauds (tropicales et subtropicales), peut aussi s'expliquer par des effets descendants plus prononcés dus à la prédation par des poissons planctivores (Iglesias et al. 2011). Les auteurs déclarent que cet effet est la plus probable explication de la petite taille du zooplancton, plutôt que des effets de la température sur la physiologie.

En raison de l'importance cruciale du grand zooplancton, en particulier de *Daphnia*, dans le contrôle du phytoplancton, diverses « biomanipulations », notamment la modification de la structure communautaire des poissons ou la création d'habitats par la réintroduction de macrophytes submergés, ont été développées (Fig. 5.44) (Jeppesen et al. 2012). Cette figure montre bien le rôle central de *Daphnia* reliant les processus « top down » (effet consommateur) et « bottom up » (effet ressources) dans les lacs d'eau douce.

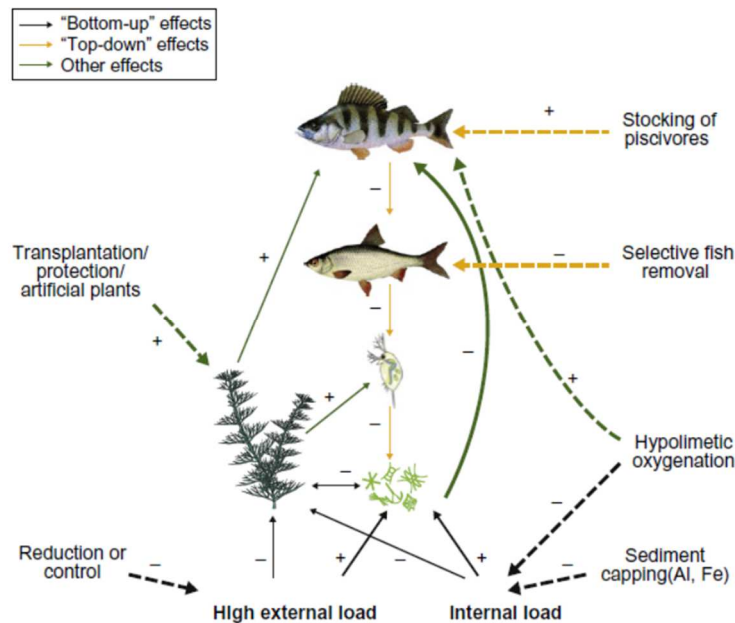


Fig. 5.44: Modèle conceptuel sur les interactions entre les nutriments et les principales composantes d'un réseau trophique lacustre affecté par la biomanipulation classique pour améliorer les effets de cascade trophique et d'autres mesures de restauration. La nature des interactions, qu'elles soient positives ou négatives, « bottom up » (effet nutriments), « top down » (effet consommateurs) ou autres (par exemple, mécaniques, chimiques), sont mises en évidence. L'application simultanée de la biomanipulation et d'un traitement visant à réduire la charge en éléments nutritifs internes peut générer des effets synergiques. Jeppesen et al. (2012).

L'enrichissement en nitrates affecte la dynamique des écosystèmes pélagiques de multiples façons. Des niveaux élevés en nitrates peuvent entraîner des effets toxiques directs en augmentant les concentrations d'ammoniac, affectant le zooplancton dès les faibles concentrations. Le nitrate augmente l'activité métabolique des microorganismes, en intensifiant la dynamique de la chaîne alimentaire microbienne. En général, l'enrichissement en nitrates n'affectera pas la biomasse du phytoplancton dans les systèmes limités en phosphore (P), mais pourrait affecter la composition de la communauté et donc la qualité alimentaire du zooplancton en favorisant certains groupes d'algues. L'enrichissement en nitrate peut affecter la stœchiométrie flexible du phytoplancton en augmentant les rapports N:P (Leonardos and Geider 2004), tandis que les daphnies ont des demandes stœchiométriques moins flexibles et plus élevées. L'augmentation des rapports N:P du phytoplancton peut chez les daphnies entraîner une réduction de la croissance due à un déséquilibre stœchiométrique (Elser et al. 2009, Elser et al. 2010). En général, les effets mentionnés ci-dessus de l'enrichissement en nitrates peuvent rediriger l'énergie et la matière vers les chaînes alimentaires microbiennes hétérotrophes.

Jeppesen et al. (2003) ont comparé l'effet de l'état nutritif et de la profondeur des lacs sur le contrôle « top down » dans la zone pélagique de 466 lacs de la zone tempérée à l'Arctique. Ils ont trouvé une relation unimodale entre l'abondance relative des daphnies par rapport à la biomasse totale du zooplancton cladocère et la concentration totale de phosphore (TP) dans le lac. Les lacs profonds présentaient un pourcentage plus élevé de daphnies que ceux de faible profondeur, avec des pics médians de daphnies à 90 et 150 µg/L de phosphore total, respectivement. Ils soulignent que le contrôle des prédateurs sur le zooplancton de grande taille est responsable de la relation unimodale entre l'abondance relative des daphnies et le TP. Aussi, la prédation des daphnies par des poissons est beaucoup plus élevée dans les lacs les plus riches ou les plus pauvres en nutriments, et généralement plus forte dans les lacs peu profonds. Cependant, ces patrons généraux se produisent avec des variations significatives, c'est-à-dire que la pression de prédation peut être faible ou élevée à tous les niveaux trophiques.



*Dreissena* (moule zébrée) et *Daphnia* sont en concurrence pour le phytoplancton dans les lacs eutrophes, et les deux espèces ont des effets différentiels sur la dynamique des nutriments. Wojtal-Frankiewicz and Frankiewicz (2011) ont étudié l'impact de chaque filtreur, seul ou de manière combinée, sur la structure du phytoplancton et la dynamique des éléments nutritifs. Les concentrations en ammoniac étaient les plus élevées avec *Daphnia*, tandis que les concentrations en phosphate atteignaient les valeurs les plus élevées dans tous les traitements avec la moule zébrée (seule ou avec *Daphnia*). Alors que *Daphnia* augmentait le rapport  $\text{NH}_4\text{:PO}_4$ , les excréments des moules zébrées ont entraîné une diminution du rapport global N:P (allant de 9 à 13) et du rapport  $\text{NH}_4\text{:PO}_4$  dans l'eau. Dans tous les traitements contenant des moules zébrées, l'eau riche en P a permis la croissance rapide des algues vertes, alors que cela n'a pas été observé dans les traitements sans filtreurs ou avec seulement *Daphnia*. Ces résultats indiquent que les moules zébrées, contrairement à *Daphnia*, peuvent augmenter les effets de l'eutrophisation par le phosphore et contribuer à la prolifération d'espèces de phytoplancton.

Par contre, les moules affectent de manière significative la zone pélagique par des taux élevés de filtration du seston, ce qui réduit significativement le phytoplancton. L'utilisation des moules a donc été suggérée dans la restauration des lacs (Pires et al. 2005). *Dreissena polymorpha* a également été utilisée à des fins de restauration. Cependant, il a été montré que cette espèce favorise la prolifération des souches toxiques de *Microcystis aeruginosa* par rejet sélectif dans le pseudo-fèces (Vanderploeg et al. 2001). En Europe, *D. polymorpha* est donc maintenant de plus en plus remplacée par *D. rostriformis bugensis*, une autre moule exotique envahissante (Marescaux et al. 2016), avec des conséquences inconnues pour les liens trophiques.

Les daphnies réagissent très rapidement aux changements environnementaux en raison d'une reproduction parthénogénétique et d'un cycle de vie court. La qualité insuffisante du phytoplancton (espèces grandes et toxiques), la présence de polluants et les températures élevées les affecteront négativement. L'augmentation de la température combinée à d'autres facteurs de stress peut donc fournir un avantage compétitif à *Dreissena*, avec des conséquences importantes pour la dynamique du réseau trophique. Alors que *Daphnia* augmente habituellement la limitation de P par des demandes élevées en P (Sterner 1990), *Dreissena* est faible en P (Naddafi et al. 2008), donc à des taux de recyclage de P beaucoup plus élevés et favorisera les cyanobactéries (Wojtal-Frankiewicz and Frankiewicz 2011), et ainsi va renforcer les effets de l'eutrophisation.

Les effets top-down du zooplancton sur le phytoplancton sont différents entre lacs saumâtres et eau douce, et les efficacités de broutage pourraient être beaucoup plus faibles en conditions saumâtres. Jeppesen et al. (1994) ont constaté que la pression de prédation sur le zooplancton est plus élevée et que la capacité de grazing des algues par le zooplancton est plus faible dans les lacs eutrophes ou hypertrophes saumâtres que dans les lacs d'eau douce comparables. Ils considèrent que ces différences de la structure trophique peuvent prolonger la période de récupération suite à une réduction de la charge externe en nutriments dans les lacs saumâtres. Ils concluent que, du point de vue du contrôle « top down » (effet consommateur), le seuil de salinité divisant les lacs d'eau douce et saumâtre est beaucoup plus bas que les 5 parties par millier classiquement définies, probablement entre 0,5 et 2 ppm de salinité.

#### Les conséquences pour les communautés de consommateurs primaires

Une chute de la diversité et de la richesse spécifique du zooplancton avec l'augmentation des concentrations en phosphore total est souvent rapportée dans la littérature (Azevedo et al. 2013, Jeppesen et al. 2000, Ochocka and Pasztaleniec 2016), en parallèle avec le déclin des macrophytes. Tous les groupes (cladocères, copépodes, rotifères) sont impactés. Alors que les Cladocères se nourrissent par filtration comme vu précédemment, les Copépodes chassent à vue et sont donc plus sélectifs dans leurs proies, ce qui les rend moins sensibles aux toxines de cyanobactéries et aux interférences mécaniques (en milieu turbulent par exemple). La sensibilité différentielle du zooplancton entraîne un changement des communautés de zooplancton vers les rotifères et les petits cladocères, comme les

Bosmines et les Chydoridés (Havens 2008). Alors que la taille moyenne du phytoplancton tend à augmenter avec la formation de colonies lors de l'eutrophisation des milieux aquatiques, celle du zooplancton tend à diminuer vers les rotifères et les petits cladocères. Il y a alors une convergence des tailles du phytoplancton et du zooplancton, qui aboutit à une chute du transfert du carbone dans le réseau trophique (Havens and East 1997).

#### Les conséquences pour les consommateurs secondaires

En produisant de forte biomasse, les cyanobactéries deviennent une des principales ressources des consommateurs primaires. Or la qualité nutritionnelle des cyanobactéries est souvent altérée par rapport aux autres groupes de phytoplancton. C'est alors tout le réseau trophique qui est impacté. Par exemple, les cyanobactéries produisent peu d'acides gras essentiels à longues chaînes carbonées (LC-EGA), comme l'acide docosahéxaénoïque (DHA), l'acide eicosapentaénoïque (EPA) et les acides arachidoniques (ARA). Or ces LC-EGA interviennent dans le contrôle hormonal, ainsi que le développement, des consommateurs secondaires. La production des œufs chez le zooplancton est altérée par ces carences en acides gras de bonne qualité (Martin-Creuzburg et al. 2008). En 2017, Gearhart et al. ont publié une étude montrant une réduction de la concentration en LC-EGA dans le foie et les muscles des Perchaudes (*Perca flavescens*) lorsque la densité de cyanobactéries augmente (Gearhart et al. 2017). L'impact dépend cependant des espèces, puisque la relation n'a pas été observée chez le Baret (*Morone americana*).

#### 5.7.1.3.2. Rôle des macrophytes pour les réseaux trophiques

L'eutrophisation a des effets profonds sur les réseaux trophiques dans tous les différents types de systèmes aquatiques. Une structure communautaire complètement différente et des liens trophiques différents s'établiront lorsque des macrophytes submergés seront présents, en particulier dans les lacs eutrophes peu profonds. Ce rôle structurant des macrophytes submergés a été bien étudié et des études détaillées sont compilées dans le livre Jeppesen et al. (1998) et ses divers chapitres. Les macrophytes submergés peuvent abriter de gros zooplancton et / ou de jeunes poissons. Ce sont des habitats pour les macroinvertébrés et les filtreurs. Ils augmenteront le taux de sédimentation, peuvent empêcher la remise en suspension des sédiments et amortir l'action des vagues. Ils sont capables d'absorber les nutriments de la colonne d'eau et ainsi rivaliser avec le phytoplancton. Certains peuvent produire des composés allélopathiques actifs contre le phytoplancton. Tous ces effets positifs disparaîtront si l'eutrophisation entraîne un remplacement progressif ou soudain des macrophytes submergés.

Plusieurs études soulignent l'importance de l'évolution de l'herbivorie sur les macrophytes et le périphyton, qui peuvent masquer ou modifier les conséquences de l'eutrophisation. Aucune corrélation entre la disponibilité des nutriments et la densité du périphyton n'a été trouvée dans une étude portant sur plusieurs lacs peu profonds (Jones and Sayer 2003) : la biomasse des macrophytes submergées y était négativement corrélée à la densité du périphyton. Cependant, la densité du périphyton sur les macrophytes était corrélée à la densité des invertébrés brouteurs, et non à la concentration en nutriments. Ensuite, la biomasse des poissons benthivores détermine la densité des invertébrés. Des études ont montré que les roselières utilisant des exclos (mésocosmes qui excluent l'accès des herbivores) se développaient beaucoup mieux que des roselières sans protection, ce qui indique que l'herbivorie par le rat musqué est responsable d'une partie du déclin des roselières (Vermaat et al. 2016).

Les plantes flottant librement, ainsi que les plantes enracinées à feuilles flottantes, peuvent avoir de forts effets négatifs sur les écosystèmes aquatiques si elles couvrent une grande partie ou la totalité de la surface de l'eau. Les effets directs sont l'anoxie et l'obscurité complète, affectant négativement les producteurs primaires, les invertébrés et les poissons. Les plantes flottant librement abritent généralement moins de grand zooplancton, et cet effet est accentué dans les régions tropicales par rapport aux lacs tempérés (Meerhoff et al. 2007).

#### *5.7.1.3.3. Eutrophisation et successions saisonnières*

Les successions (dynamique temporelle des peuplements et de l'habitat) dans les étangs résultent principalement de l'accumulation de matière organique issue de la production primaire. Le phytoplancton suit une succession saisonnière, bien décrite depuis les années 1980 (Reynolds 2006, Sommer et al. 1986), en fonction de paramètres abiotiques (température, disponibilité en lumière, nutriments, mélange) et biotiques (zooplancton). Ce modèle général (le modèle PEG) décrit une vingtaine d'étapes successives, qui se répètent chaque année, dans les lacs stratifiés tempérés. Dans les lacs eutrophes, il est attendu plusieurs pics importants de biomasse au cours de l'année, alors que dans les lacs oligotrophes, le pic de biomasse en été est absent à cause de la limitation par les nutriments, et les pics au printemps et à l'automne sont de plus faible amplitude.

Dans les lacs profonds, le bloom printanier commence lorsque la lumière moyenne reçue dans la couche de mélange devient suffisante pour permettre la croissance de la population (Siegel et al. 2002, Sommer and Lengfellner 2008). En effet, si la profondeur de mélange, sur laquelle les cellules se déplacent verticalement, est trop grande, les cellules sont limitées par la lumière. On parle de 'profondeur critique', qui correspond à la profondeur de mélange maximale qui permet un taux de photosynthèse par le phytoplancton supérieur au taux de respiration, et donc un taux de croissance positif (Huisman and Sommeijer 2002, Huisman et al. 1999b). Avec la mise en place de la stratification thermique, une couche de mélange apparaît et si sa profondeur est inférieure à la profondeur critique, alors le phytoplancton croît et c'est le début du bloom printanier. L'amplitude des pics de phytoplancton et de zooplancton et leur période d'occurrence restent variables d'une année sur l'autre, en fonction des conditions hydrologiques et climatiques (Carey et al. 2016, Winder and Schindler 2004) et de la population de zooplancton qui subsiste pendant la période hivernale (Sommer et al. 2012a). Dans les plans d'eau peu à moyennement profonds, le mélange atteint souvent le fond du plan d'eau, entraînant plusieurs mélanges complets dans l'année (polymixie). La disponibilité de la lumière dans la couche de mélange dépend alors plus des conditions d'ensoleillement et de remise en suspension. C'est donc la météorologie printanière qui contrôle l'initiation du premier bloom printanier.

De manière générale, après un printemps dominé par les diatomées et les cryptophycées, les chlorophycées coloniales prédominent, suivies des cyanobactéries en été. A l'automne, la disparition de la stratification entraîne un second pic de diatomées. En tout début d'été (mai - juin), le pic de zooplancton réduit fortement la biomasse de phytoplancton et entraîne la 'phase d'eau claire', suivie du développement des cyanobactéries. Même si des écarts à ce modèle PEG sont régulièrement observés (Anneville et al. 2002, Carey et al. 2016, Moustaka-Gouni et al. 2014), il reste néanmoins un point de départ pour expliquer la dynamique saisonnière du phytoplancton dans les lacs stratifiés (Huisman and Sommeijer 2002, Huisman et al. 1999b, Siegel et al. 2002, Sommer and Lengfellner 2008). L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques entraîne une forte augmentation de la biomasse des cyanobactéries pendant la période estivale, biomasse qui peut subsister jusqu'en début d'hiver.

Le modèle PEG a été réévalué par ses auteurs 25 ans plus tard et des mécanismes négligés dans la première version (Fig. 5.43) ont alors été ajoutés (Sommer et al. 2012a, Sommer et al. 1986), comme la boucle microbienne, le rôle clé des poissons et des parasites (Chytrids par exemple). Les virus et parasites sont en effet susceptibles de contrôler la structure des communautés de phytoplancton, particulièrement lors des fortes biomasses (Rasconi et al. 2012).

#### *5.7.1.4. Conséquences sur l'habitat et le milieu physico-chimique*

L'eutrophisation entraîne une forte production des producteurs primaires, avec des répercussions pour les consommateurs primaires, comme vus précédemment, mais elle entraîne également de nombreuses autres conséquences indirectes, avec notamment une modification du milieu physico-chimique (Fig. 5.31). Une des conséquences les plus documentées est l'appauvrissement du milieu en oxygène, qui entraîne régulièrement une asphyxie des communautés de poissons. L'amplitude des

variations journalières de la concentration d'oxygène en surface augmente fortement, et sa moyenne journalière est plus faible. En profondeur, la concentration en oxygène diminue au cours du temps jusqu'à atteindre l'anoxie, avec des répercussions sur les organismes et les cycles biogéochimiques.

L'appauvrissement en oxygène entraîne en effet une série de changements chimiques dans le sédiment, conduisant à l'accumulation de plusieurs composés phytotoxiques (formes réduites de Fe et Mn, d'éthanol, d'acide lactique, d'acétaldéhyde et d'acides aliphatiques tels que les acides formique, acétique, butyrique, et des composés cyanogènes, Pezeshki 2001). Un tel phénomène peut potentiellement avoir un fort effet sur la survie et le recrutement de certaines espèces aquatiques (recrutement à partir de graines, (Boedeltje et al. 2005, Smits et al. 1990), anoxie racinaire, survie des invertébrés), soit sélectionner les espèces qui utilisent l'oxygène atmosphérique comme source alternative d'oxygène, ou qui développent certaines adaptations pour éviter les pertes d'oxygène radiales (chez les végétaux). Certaines espèces végétales peuvent également augmenter activement les concentrations d'oxygène et l'activité microbienne subséquente dans la rhizosphère (Karjalainen et al. 2001, Ottosen et al. 1999).

#### 5.7.1.5. Interaction avec les 'autres' changements globaux / environnementaux

##### 5.7.1.5.1. Acidification/alcalinisation

Les conséquences de l'eutrophisation sont différentes et peuvent être plus sévères pour les lacs d'eau douce dominés par les macrophytes type isoétidé. Ces systèmes sont naturellement oligotrophes, leur alcalinité est faible et le sédiment est sableux avec une faible teneur en matière organique. En France, de tels systèmes se trouvent le long de la côte atlantique (Lac de Lacanau, Lac de Biscarosse, etc.) ou dans les Vosges (Lac Gerardmer, Lac Longemer). Dans toute l'Europe, les lacs avec peu de conductivité sont menacés par une eutrophisation directe par écoulement ou par des effets indirects dues au dépôt atmosphérique d'azote et de soufre, provoquant l'acidification et l'eutrophisation de ces lacs (Murphy 2002).

Les changements dans la teneur en éléments nutritifs et l'alcalinité favorisent la croissance des macrophytes avec une forme de croissance dite « élodéides », ce qui signifie qu'ils grandissent sur la surface de l'eau, parfois même en formant une canopée. Cela provoque l'ombrage des isoétidés, des macrophytes submergés formant des rosettes, se développant à proximité des sédiments. En outre, la productivité plus élevée des macrophytes élodéides entraîne une production de matière organique qui s'accumule sur et dans les sédiments. Cela entraînera finalement le déracinement des isoètes et la perte de ces habitats protégés (Murphy 2002, Spierenburg et al. 2009, Vandam and Buskens 1993)

L'eutrophisation interne peut être renforcée par l'afflux ou l'infiltration d'eau riche en acides alcalins et sulfates provenant des rivières. Un tel effet a été observé pour les lacs reliés aux rivières du Rhin et de la Meuse. Cela a entraîné un déclin des macrophytes comme *Stratiotes aloides* (Smolders et al. 2003).

##### 5.7.1.5.2. Interactions avec le réchauffement climatique

Le réchauffement climatique augmente les effets négatifs de l'eutrophisation dans les lacs (Mooij et al. 2005). Les macrophytes ne diminuent pas en raison des effets négatifs directs de la température plus élevée, mais en raison de l'augmentation du développement du phytoplancton induit par les modifications de la chimie de l'eau provoquées par le réchauffement. Le passage critique de l'état dominé par les macrophytes avec l'eau claire à un état dominé par le phytoplancton avec l'eau turbide est plus probable dans les années avec des étés plus chauds. Plusieurs études ont démontré l'effet négatif d'un réchauffement climatique sur les macrophytes immergées (Kosten et al. 2012, Kosten et al. 2009, Moss et al. 2011, Short et al. 2016).

Les deux principaux facteurs contrôlant l'augmentation de la biomasse des cyanobactéries et de la fréquence des blooms sont l'augmentation des nutriments et de la température (Conley et al. 2009, Johnk et al. 2008, Paerl and Huisman 2008, Rigosi et al. 2014). Les modifications physico-chimiques

associées au réchauffement climatique sont souvent favorables au développement des cyanobactéries à travers différents processus. Tout d'abord, l'augmentation de la température se traduit par une augmentation des taux de croissance des cyanobactéries, mais aussi des chlorophycées (Paerl and Paul 2012). L'augmentation de température entraîne également un relargage plus important de phosphore par les sédiments (Jeppesen et al. 2009). Le réchauffement climatique entraîne également la mise en place précoce d'une stratification de la colonne d'eau qui va être défavorable aux diatomées et favoriser les cyanobactéries qui ont une bonne flottabilité (Magnuson et al. 1997). Il en résulte un décalage temporel de la succession saisonnière du phytoplancton, et une période plus longue de développement des cyanobactéries. Enfin, certaines études mettent en évidence une synergie entre le réchauffement climatique et les effets de l'eutrophisation (Johnk et al. 2008, Kosten et al. 2012). D'après le modèle développé par Verspagen et al. (2014b), l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> devrait intensifier les blooms de cyanobactéries, en réduisant la limitation en carbone inorganique dissous. En revanche, les étés très chauds et très secs peuvent également se traduire dans certains écosystèmes par des proliférations de cyanobactéries de moindre importance en raison d'un arrêt des apports en nutriments par les rivières ou du développement d'une espèce compétitrice des cyanobactéries, très souvent une chlorophycée.

Depuis le premier article « Blooms like it hot » publié dans la revue Science par Paerl and Huisman (2008), la question de l'interaction avec le réchauffement climatique a donc motivé de nombreux travaux qui ont permis de pondérer et d'enrichir les propos de cet article princeps qui prédisait une augmentation générale des proliférations de cyanobactéries sous l'effet du réchauffement climatique. En particulier, il est apparu que les interactions entre réchauffement climatique et eutrophisation ne conduisaient pas forcément à une augmentation des blooms de cyanobactéries, le résultat dépendant de l'état trophique des écosystèmes et des espèces de cyanobactéries considérées (Rigosi et al. 2014). Par ailleurs, au-delà de l'effet direct de l'augmentation de la température sur le taux de croissance des cyanobactéries, plusieurs études ont montré que les changements climatiques semblaient promouvoir pour une part importante les proliférations de microorganismes photosynthétiques à travers les effets des événements climatiques extrêmes (forte pluies, ouragans...) sur les apports en nutriments dans les écosystèmes aquatiques (p.ex. Michalak et al. 2013).

Il demeure donc une grande incertitude dans les pays du Nord sur les tendances futures qui devraient être observées en terme de fréquence des proliférations de cyanobactéries ou de microalgues dans les écosystèmes aquatiques, la diminution des concentrations en phosphore dans ces écosystèmes devant se traduire, comme cela est d'ailleurs observé dans les grands lacs alpins, par une diminution des proliférations de cyanobactéries alors que dans le même temps, l'augmentation des concentrations en CO<sub>2</sub>, des températures et des événements climatiques extrêmes semblent plutôt favorables au maintien, voir au renforcement, de ces événements de proliférations. Dans les pays du Sud, il semble malheureusement y avoir peu de doutes sur le fait que ces événements de proliférations vont continuer de s'accroître, en particulier dans les écosystèmes d'eau douce, en raison des pressions anthropiques croissantes qui s'exercent sur ces écosystèmes. Il existe donc une véritable urgence à mettre en place dans ces pays des politiques de surveillance et de préservation de ces ressources en eau.

Une des espèces de cyanobactéries, *Cylindrospermopsis raciborskii*, a vu sa distribution mondiale s'étendre rapidement en Europe (Fig 5.45), devenant alors une préoccupation pour la santé publique et l'environnement pour les pays touchés. Elle est devenue avec *Microcystis* une des principales espèces de cyanobactéries formant des blooms importants et potentiellement toxiques dans les écosystèmes d'eau douce. Considérée comme tropicale à sub-tropicale initialement, cette espèce présente désormais une distribution mondiale, avec une expansion rapide dans les zones tempérées. Les voies de colonisation sont toujours discutées actuellement (Antunes et al. 2015). Cette espèce est observée en France, mais reste pour l'instant minoritaire. Cette espèce est problématique, car d'une part, elle produit plusieurs toxines, dont la cylindrospermopsine (hépatotoxine) et la saxitoxine (une neurotoxine), et d'autre part, elle possède une large amplitude écologique le long des gradients de nutriments, la rendant très compétitive vis à vis des espèces locales. Lors d'une étude expérimentale

utilisant des mésocosmes in situ, il a été montré que cette fixatrice d'azote représentait 100 % de la biomasse finale aux 3 ratios N:P testés (7:1, 40:1 et 122:1) (Chislock et al. 2014). Il était pourtant attendu qu'une espèce non fixatrice d'azote, comme *Microcystis aeruginosa* (présente dans le lac), domine les faibles ratios N:P. C'est peut-être le fort taux de croissance de *C. raciborskii* qui explique son développement au détriment des autres espèces (Chislock et al. 2013). Ammar et al. (2014) ont également montré que *C. raciborskii* exclut *Planktothrix agardhii* à fortes concentrations d'ammonium. *Cylindrospermopsis raciborskii* risque de continuer son expansion, voire de remplacer localement les autres espèces de cyanobactéries. Seul un double contrôle des concentrations en azote et phosphore dans les milieux naturels permettra de réduire la biomasse de phytoplancton, là où *C. raciborskii* est présente.

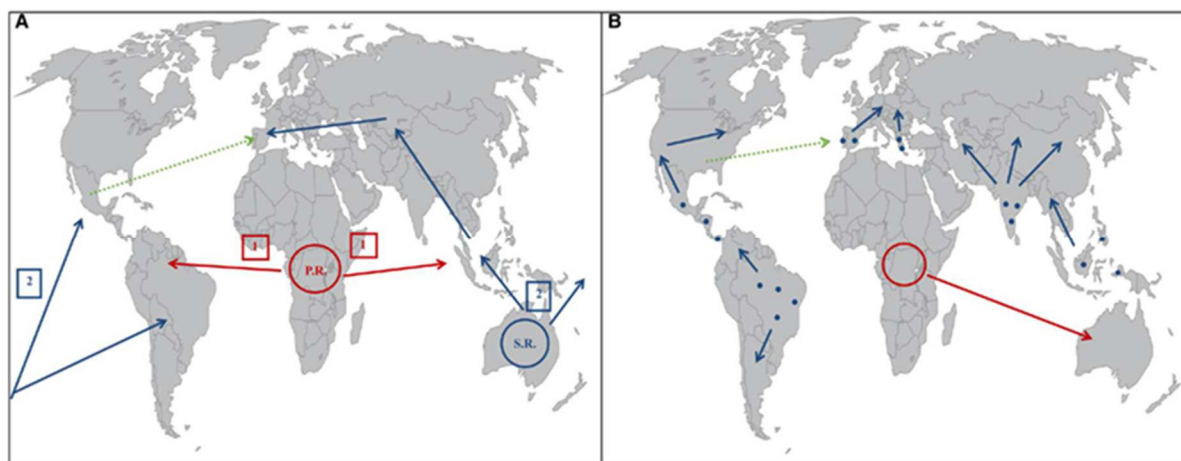


Fig. 5.45: (A) Routes d'expansion mondiale de *C. raciborskii* selon Padisák (1997) avec un centre de rayonnement primaire (P.R.) basé en Afrique, et un centre de rayonnement secondaire (S.R.) basé en Australie. La flèche verte représente les mouvements migratoires postérieurs, d'après Cirés et al. (2014). (B) Les voies d'expansion globales de *C. raciborskii* selon Haande et al. (2008). Les points bleus représentent des zones de refuge hypothétiques plus chaudes dans les continents eurasien et américain, et les flèches bleues représentent l'expansion continentale de *C. raciborskii* de ces régions. La flèche rouge représente l'expansion de *C. raciborskii* du continent africain vers l'Australie. La flèche verte représente les mouvements migratoires postérieurs, d'après Cirés et al. (2014). » Figure et légende de Antunes et al. (2015).

Le changement climatique peut augmenter les effets négatifs de l'eutrophisation (Moss et al. 2011) (Fig. 5.46). Des niveaux plus élevés d'éléments nutritifs dans les lacs peuvent être le résultat de taux de minéralisation plus élevés en raison de températures plus élevées, mais aussi de changements dans la charge et le temps de résidence en raison des régimes de précipitations modifiés. Des niveaux plus élevés d'éléments nutritifs augmenteront la biomasse algale et mèneront à plus de cyanobactéries, mais pourront également favoriser la croissance et la dominance des macrophytes flottants, tandis que les macrophytes submergés diminueront en raison de la concurrence pour la lumière et les nutriments avec le phytoplancton ou les plantes flottantes. La température plus élevée et plus de nutriments résultent à plus de petits poissons planctivores, et donc à moins de zooplancton, qui, à son tour, en raison de la réduction du grazing, renforcera la densité de phytoplancton.







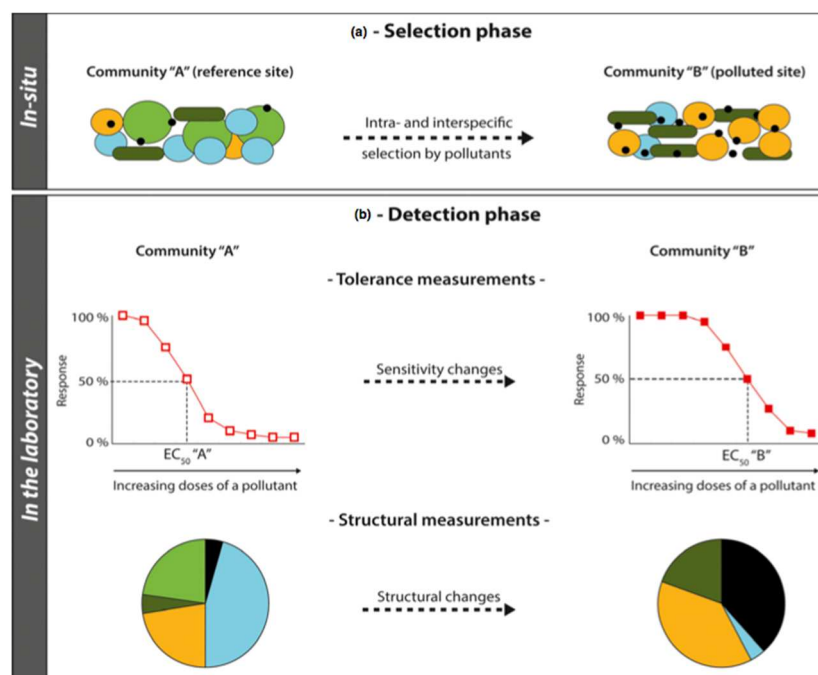


Figure 5.47: Les deux phases de l'approche PICT : sélection (a) et détection (b). Pendant la phase de sélection, des sélections inter et intra spécifiques ont lieu lors de l'exposition aux polluants, entraînant une restructuration de la communauté par la disparition des espèces sensibles et la prédominance des espèces tolérantes lorsque l'exposition atteint des niveaux critiques pendant une période de temps suffisante. Dans la phase de détection, la tolérance de la communauté est quantifiée en laboratoire. Les réponses des paramètres fonctionnels dans les bio-essais à court terme avec des concentrations croissantes du polluant d'intérêt sont mesurées, permettant l'établissement de courbes concentration-réponse pour la référence et les communautés sélectionnées par polluant. La tolérance est ensuite exprimée sous la forme d'une concentration efficace (EC<sub>x</sub>). La différence entre les valeurs EC<sub>x</sub> obtenues pour les deux communautés permet la quantification du PICT. Parallèlement aux mesures de tolérance, la composition des deux communautés est évaluée et comparée pour confirmer l'hypothèse de sélection intra- et interspécifique. Source : Tlili et al. 2016.

L'utilisation de polluants organiques persistants (POP), tels que les herbicides, les pesticides, les produits pharmaceutiques, produits de soins personnels et les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont plus que doublé depuis 1950. Les POP se trouvent dans les écosystèmes aquatiques par le ruissellement agricole et industriel, le rejet des effluents et le dépôt atmosphérique. Les proliférations des cyanobactéries, qui peuvent produire des toxines assez puissantes, ont vu une augmentation de l'intensité, de la fréquence et de l'échelle spatiale tout au long de la même période d'utilisation accélérée des POP. Une méta-analyse basée sur des publications entre 1980 et 2015 a démontré que les effets de stress créés par les POP peuvent significativement aggraver les blooms de cyanobactéries toxiques par la suppression de la croissance du phytoplancton concurrent et/ou par une stimulation directe ou indirecte de la croissance des cyanobactéries (Harris and Smith 2016).

### Stratégies de lutte et réactivité des systèmes :

De l'examen de la littérature, il ressort que dans les écosystèmes d'eau douce, ce sont plutôt les apports en phosphore qui vont favoriser la production d'une forte biomasse phytoplanctonique et la survenue de proliférations de cyanobactéries (Sondergaard et al. 2011) alors que dans les écosystèmes salés, ce sont plutôt les apports en azote qui vont favoriser les proliférations de microalgues (Howarth and Marino 2006). Ces différences dans la nature des facteurs limitant le développement des microorganismes photosynthétiques dans ces écosystèmes (phosphore *versus* azote) ont des conséquences sur les stratégies mises en œuvre pour lutter contre les proliférations, même s'il semble exister actuellement un consensus croissant dans la communauté scientifique pour recommander de réduire conjointement les apports en phosphore et en azote (Conley et al. 2009, Paerl 2009). Si un consensus croissant existe sur la nécessaire réduction conjointe des apports en azote et en phosphore, la réalité sur le terrain montre que si les concentrations en phosphore diminuent significativement

depuis les années 1990 dans les écosystèmes aquatiques européens (voir par exemple les données de la European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nutrients-in-freshwater/nutrients-in-freshwater-assessment-published-6>), la tendance est beaucoup moins marquée pour l'azote, ce qui conduit à des changements dans les rapports N/P au sein des écosystèmes aquatiques. Outre les conséquences potentielles sur le cycle de l'azote de la diminution plus marquée des concentrations en phosphore dans les lacs (Finlay et al. 2013), les changements dans les rapports N/P pourraient avoir des conséquences sur la nature des espèces de cyanobactéries qui prolifèrent dans les lacs ainsi que sur la qualité des toxines qu'elles produisent (Van de Waal et al. 2014). Par ailleurs, ces changements dans les rapports N : P sont à considérer également à la lumière de l'augmentation des concentrations en CO<sub>2</sub> atmosphérique qui pourrait favoriser la productivité des écosystèmes aquatiques eutrophes et dans le même temps, intensifier les proliférations de cyanobactéries (Verspagen et al. 2014a, Verspagen et al. 2014b).

En termes d'usages, les proliférations de cyanobactéries perturbent, dans les écosystèmes d'eau douce, la production d'eau potable et les activités récréatives en raison des capacités de ces microorganismes à produire des toxines dangereuses pour la santé humaine. Pour donner un exemple récent, la ville de Toledo (400 000 habitants) a distribué pendant plusieurs jours en 2014, de l'eau en bouteille à ses habitants en raison de concentrations excessives en microcystines (cyanotoxines) dans l'eau distribuée au robinet suite au développement d'un très gros bloom de cyanobactéries dans le Lac Érié qui est la ressource utilisée pour produire l'eau potable de cette ville (Carmichael and Boyer 2016). Dans les milieux côtiers, les toxines produites par les microalgues rendent impropres à la consommation des coquillages pour des périodes plus ou moins longues, ce qui s'accompagne très souvent de conflits locaux entre les producteurs et les autorités sanitaires. Quelques études se sont intéressées à chiffrer le coût de ces proliférations de microorganismes photosynthétiques pour les collectivités publiques et c'est ainsi qu'en Australie, un coût annuel se situant autour de 200 Millions de dollars australiens a été proposé (ATECH, 2000). Ces calculs de coût incluent notamment le coût de la surveillance des cyanobactéries en raison des risques causés par les cyanotoxines pour la santé animale et humaine, celui du traitement des eaux qui peut s'accompagner de la mise en service de ressources alternatives ainsi que les coûts à plus long terme de protection et/ou de restauration des écosystèmes (Steffensen 2008).

### 5.7.2. Systèmes marins

**Pascal Clauquin**

Université de Caen-Normandie - BOREA

**Nadège Rossi**

Centre d'Etude et de Valorisation des Algues

**Stéphanie Lemesle**

Université de Caen-Normandie - BOREA

**Annie Chapelle**

Ifremer

**Olivier Le Pape**

AgroCampus Ouest

### 5.7.2.1. Introduction

La prolifération massive de biomasses micro ou macroalgales dans les écosystèmes côtiers peut entraîner en fonction des conditions hydrodynamiques locales des phénomènes d'anoxies (Gilbert et al. 2010) (Fig. 5.48). Ces anoxies sont la conséquence de la dégradation bactérienne aérobie qui aboutit à l'épuisement de l'oxygène dissous. L'activité bactérienne et donc le risque d'anoxie sera d'autant plus élevé que la température est forte. Une fois l'oxygène dissous épuisé, des bactéries anaérobies se développent. Certaines de ces bactéries vont utiliser l'ion sulfate comme oxydant ce qui entraîne la production d'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ) voir même de  $CH_4$  dans les sédiments (Middelburg and Levin 2009). La toxicité du  $H_2S$  est équivalente chez les organismes dulçaquicoles et marins. Cette toxicité est très variable en fonction des espèces et est dépendante de leur stade de développement, de leur mode de vie (épibenthique, endobenthique ou pélagique), de la température et du pH (Küster et al 2005). Avant d'arriver à la formation d' $H_2S$ , la diminution en  $O_2$  a des effets directs sur les organismes et les écosystèmes. Une concentration en oxygène dissous approximativement inférieure à 30% de saturation c'est-à-dire inférieure à  $2 \text{ mg } O_2.l^{-1}$  est appelée hypoxie car à ces concentrations des effets sont observés sur le métabolisme et le comportement des invertébrés et des poissons entraînant une augmentation de la mortalité ou une baisse de la croissance (Diaz and Rosenberg 1995, Diaz and Rosenberg 2008, Ekau et al. 2010). Lorsque la concentration en oxygène est nulle, on parle d'anoxie, des mortalités importantes de la faune marine sont observées (Diaz 2001, Hagy et al. 2004, Conley et al. 2007, Karlson et al. 2007, Vaquer-Sunyer and Duarte 2010). Comme montré par de nombreux travaux, (Nestlerode & Diaz, 1998, Bonsdorff et al 2015, Breitburg 1992, Kemp et al. 2005, Altieri and Witman 2006, Cebrian et al. 2014) l'appauvrissement en  $O_2$  affecte la physiologie des organismes, la biodiversité mais également les interactions entre les organismes telles que les relations prédateurs / proie ce qui impacte de manière significative les réseaux trophiques.

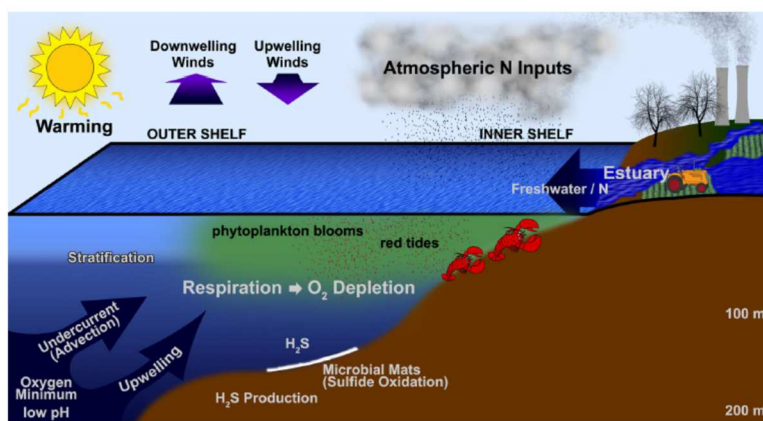


Fig. 5.48. Schéma illustrant les mécanismes sous-jacents entraînant la formation de l'hypoxie subie par le benthos le long des plateaux continentaux (Levin, 2009).

Dans les travaux de Diaz & Rosenberg (2008) actualisés par Korpinen & Bonsdorff (2015), les auteurs ont montré que le nombre de sites hypoxiques reportés dans la littérature avait été multiplié par 10 en 50 ans (Figure 5.49). Cette variation traduit une vraie dégradation des écosystèmes mais est également en partie le reflet d'une augmentation des suivis et de l'intérêt de cette question pour la communauté scientifique (Gilbert et al. 2010) et les gestionnaires.

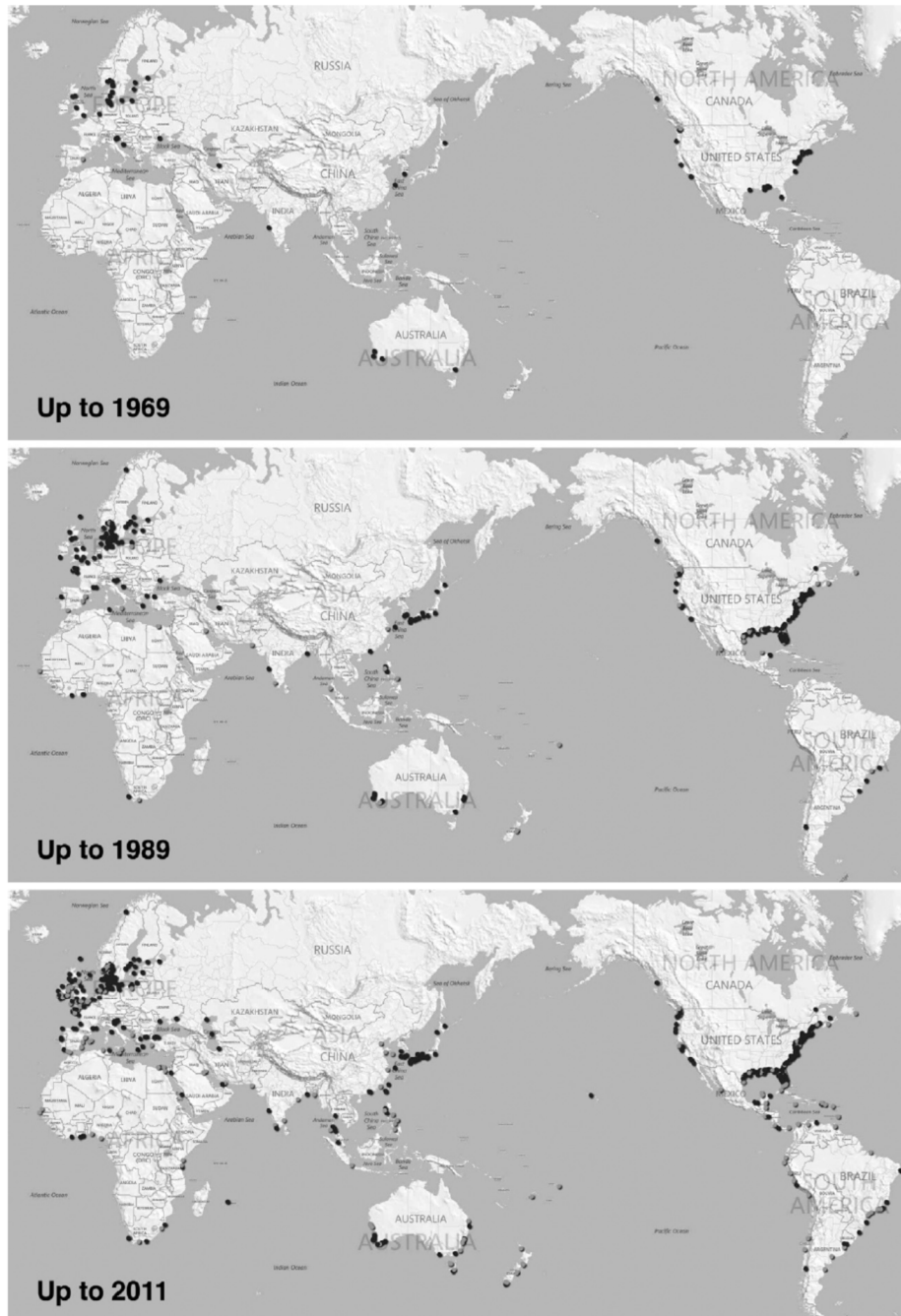


Fig. 5.49. Vue globale du développement des hypoxies côtières. Samuli Korpinen & Erik Bonsdorff (2015). Based on Diaz et al. (2010), adapted with permission from <http://www.wri.org/project/eutrophication>.

Kemp et al (2009, Tableau 5.4) et Rabalais et al (2010) (Fig. 5.50) présentent de manière synthétique les différents scénarios et typologies expliquant une chute de la concentration en oxygène en fonction des différentes échelles temporelles et spatiales depuis les déséquilibres biologiques et les mécanismes physiques (Tableau 5.4). Dans les systèmes très peu profonds (1 à 5 m) soumis à des apports de nutriments minéraux avec un fort hydrodynamisme, les crises hypoxiques apparaissent et disparaissent très rapidement sur des échelles de temps allant d'heures à quelques jours (D'Avanzo and Kremer 1994 ; Tyler et al 2009). Dans les systèmes peu profonds (3 à 8 m) à faible marée des stratifications périodiques peuvent entraîner des hypoxies épisodiques qui se produisent à l'échelle de jours ou de semaines et qui

Tableau 5.4. Classification des zones côtières hypoxiques d'après Zhang et al. (2010)

**Duration of Hypoxia**

Hours

Days

Weeks

Months

Yearly But Not Every Year

Years

**System Size**

Small Tributaries (<1 Km<sup>2</sup>)

Rivers Estuaries

Fjords

Bays Inland Seas

Inner Shelves

Outer Shelves

Continental Slopes (>100 000 Km<sup>2</sup>)

**Increasing Ecosystem Effects**

Episodic/Periodic

Seasonal

Upwelling

OMZ

491

Il est par conséquent indispensable d'appréhender les phénomènes d'anoxies aux échelles spatiales et temporelles adaptées. Gilbert et al (2010) ont compilé les données existantes des zones côtières et océaniques. Leurs travaux ont montré que beaucoup de suivis réalisés sur quelques années ne permettaient pas d'évaluer de tendances et que les variations inter-décennales devaient être considérées pour établir un diagnostic approprié aux phénomènes observés. Cependant, ils ont mis en évidence qu'à l'échelle globale, les zones côtières considérées dans leur étude (0 à 30 km), montraient une baisse plus importante en oxygène que les zones océaniques en lien avec les apports anthropiques. Certaines zones côtières comme la mer Baltique ont été particulièrement étudiées depuis les années 1950 (Caballero-Alfonso et al. 2015). Il a été montré que le nombre de sites et l'intensité des crises hypoxiques augmentaient à cause des apports anthropiques de nutriments qui entraînent une augmentation de la production phytoplanctonique (Zillen et al, 2008, Camacho et al, 2012, Caballero-Alfonso et al, 2015, Conley et al, 2009). Les travaux réalisés dans la mer Baltique se sont également intéressés aux autres facteurs qui influençaient la concentration en oxygène. Il a été montré que les crises hypoxiques sont accentuées par des facteurs hydrologiques et hydrodynamiques. La stratification haline permanente dans cette mer limite la ventilation du fond ce qui impacte fortement la faune benthique et réduit les habitats essentiels des poissons (ex : site de pontes, ou de nourricerie) et modifie le cycle des nutriments dans les sédiments (Conley et al, 2007, Karlson, 2002, Karlson, 2007, Perus, 2004, Limburg, 2011). A côté de l'hydrologie et de l'hydrodynamisme, les facteurs climatiques ont également un effet. Une augmentation de la température limite la solubilité de l'oxygène dans l'eau et accentue la respiration des organismes ; le changement des régimes des vents et des précipitations affecte l'hydrodynamisme et la stratification des eaux de surface etc. (Stramma et al. 2008). Considérant tous ces paramètres et leurs évolutions dans le temps, Caballero-Alfonso et al 2015 Caballero-Alfonso et al. 2015 montrent très clairement qu'en absence de réduction des apports de nutriment en mer Baltique il n'y aurait pas de solution pour résoudre le problème de l'hypoxie dans les zones côtières surtout dans le contexte d'une augmentation globale de la température des eaux. Le Golfe du Mexique a été également largement étudié (Rabalais et al (2010) pour ses événements hypoxiques/ anoxiques de grande ampleur provoqués par les apports de nutriments essentiellement d'origine agricole provenant du Mississipi. De nombreux travaux ont clairement établi que les épisodes hypoxiques se sont accrus depuis un siècle avec une accélération depuis les années 50 (Goolsby et al., 1999, Rabalais et al., 2002, Lohrenz *et al.*, 1997, Feist et al. 2016). Parmi les autres sites emblématiques associés à cette problématique, on peut citer la baie de Tampa (Floride) et la baie de Chesapeake également située aux Etats Unis (Yassuda and Sheng 1998, Kemp et al. 2005, Malloy et al. 2007, Kemp et al. 2009, Rabalais et al. 2010, Hu et al. 2016, Scully 2016a, b, Wang et al. 2016) et le nord de la mer Adriatique (Gray et al. 2002, Romanelli et al. 2009, Ferreira et al. 2011b, Djakovac et al. 2012, Ciglenecki et al. 2015).

En France dans la zone côtière, peu d'événements d'anoxie ou d'hypoxie sévères sont documentés et ils ne sont pas repris dans les principaux cas d'études décrits dans la littérature internationale.

En effet, le brassage intense causé par la marée en Manche- Atlantique, permet l'exportation des nutriments et des biomasses produites limitant de ce fait la manifestation d'un phénomène d'eutrophisation. Dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) de la DCE, l'oxygène est considéré comme un élément clé pour évaluer la qualité physico-chimique des eaux de transitions (Devlin et al. 2007, 2009), son suivi pour la période 2008-2013 dans la sous-région marine Manche - mer du Nord, n'a montré aucune anomalie. Cet indicateur ne permet toutefois pas de décrire des phénomènes d'anoxie de courte durée, il est donc peu sensible dans des systèmes bien brassés. De même, le suivi de l'oxygène réalisé dans le golfe de Gascogne dans le cadre de la DCE n'a pas révélé de cas d'anoxie ou de déficit en oxygène, excepté en baie de Vilaine ou des dysfonctionnements importants ont été notés. Les systèmes aquatiques fermés à faible hydrodynamisme tels que les lagunes littorales ou les baies confinées peu profondes vont par contre être plus sensibles à l'hypoxie ou à l'anoxie étant

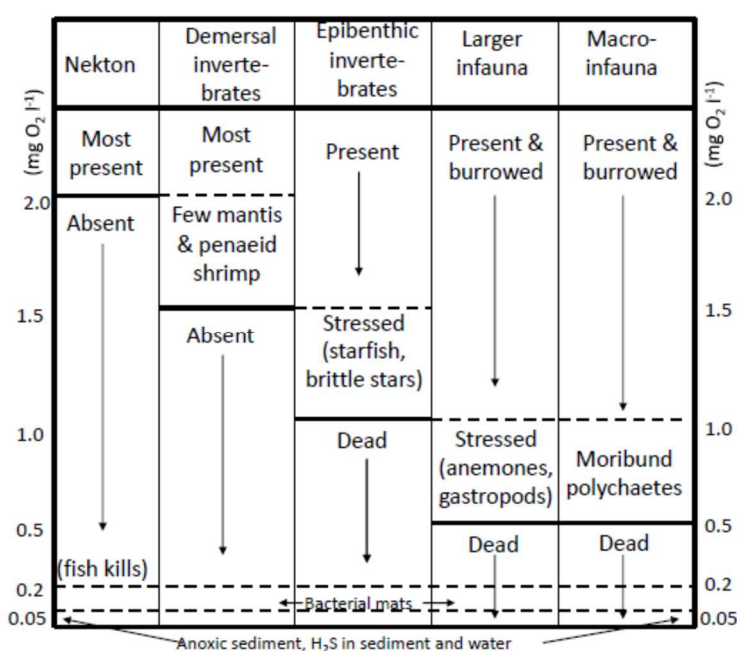
donné le faible renouvellement des eaux. Un cas d'anoxie sévère a ainsi été décrit en baie de Vilaine au cours de l'été 1982, ce qui a provoqué la mort massive de poissons et d'invertébrés benthiques (Merceron, 1989). Au niveau de leurs dépôts sur les plages et dans les baies, la décomposition de larges quantités d'algues dans le cas des marées vertes par exemple, peut entraîner un appauvrissement en oxygène du milieu, parfois mortel pour la faune associée (Sfriso & Marcomini, 1996 ; Worm et al. 1999). Dans les lagunes méditerranéennes, des crises récurrentes d'anoxie estivales, appelées localement « malaïgues », peuvent être observée lorsque les eaux sont peu brassées et qu'un développement important de microphytes et d'algues vertes filamenteuses (*Cladophora* spp., *Enteromorpha* spp.) ou foliacées (*Ulva* spp., *Monostroma* spp.) apparaît. Ces proliférations s'accompagnent également d'un fort développement bactérien à l'origine de la désoxygénation de l'eau pouvant entraîner des mortalités chez les espèces benthiques et pélagiques présentes dans ces milieux. Dans la lagune de Thau, les apports excessifs de nutriments issus du bassin versant, associés à un faible renouvellement de l'eau et à des conditions météorologiques particulières provoquent épisodiquement des désoxygénations rapides du milieu, suivies d'anoxie (Harzallah & Chapelle, 2002 ; Minghelli-Roman et al., 2011). Les lagunes palvasiennes sont aussi régulièrement envahies l'été par les ulves, comme le cas de la lagune du Méjean, qui enrichie par les rejets de Montpellier, contenait au cours de l'été 1993 environ 2400 t d'algues vertes (Fillit, 1995). Ces crises anoxiques décrites dans plusieurs zones côtières de la mer Méditerranée, sont en revanche des événements majoritairement locaux plutôt que des phénomènes généralisés (EAA, 1999). Certains grands estuaires, comme ceux de la Seine, de la Loire et de la Gironde sont également le siège de désoxygénations fréquentes. Selon Billen et al. (1999), l'apparition de condition hypoxique dans l'estuaire de la Seine pendant la période estivale, semble la conséquence de processus de nitrification de l'ammonium originaire en grande partie de la station d'épuration d'Achères, située à l'aval de la capitale. Depuis 2007, l'amélioration du traitement de l'azote sur le site d'Achères a conduit à une réduction des apports fluviaux d'azote, contribuant ainsi à la baisse du développement phytoplanctonique et à une meilleure oxygénation de l'estuaire (Garnier et al., 2008 ; Romero et al. (2016). Dans l'estuaire de la Loire, des proliférations phytoplanctoniques issues des apports fluviaux (Sauriau et al., 1996) entraînent des mortalités de poissons (Ménèsguen et al., 2001). Dans les années 1980, la Loire était déjà fortement eutrophisée en raison de la grande richesse nutritive, d'un faible courant et de la faible profondeur des eaux en été. Toutefois, depuis le début des années 1990, le développement phytoplanctonique dans le fleuve a considérablement diminué (Floury et al. 2012 ; Minaudo et al. 2015). Plusieurs épisodes d'hypoxies temporaires ont été également rencontrés dans la partie tidale de la Gironde à proximité de Bordeaux, en particulier lors des périodes de fortes chaleurs et de sécheresses (Etcheber et al. 2011). Bien que souvent représentatif d'un phénomène d'eutrophisation, cette désoxygénation semble également liée à la forte charge sédimentaire du fleuve pendant la période d'étiage. Les travaux de Schmidt et al. (2016), suggèrent ainsi que dans les prochaines décennies, l'augmentation de la température et de la population associée à la baisse des débits de la rivière vont contribuer à instaurer une hypoxie saisonnière permanente dans la Garonne.

A côté de ces hypoxies qui ont une forte empreinte anthropique, il existe comme nous l'avons indiqué des hypoxies qualifiées de naturelles (Zhang et al. 2010). L'est et Ouest de l'Atlantique Nord, avec le Pacifique Nord-Ouest correspondent aux zones dans lesquelles la majorité de cas d'hypoxie ayant pour cause l'eutrophisation sont observées (Diaz 2001, Diaz and Rosenberg 2008). Ces hypoxies liées à l'eutrophisation se produisent principalement dans les baies, les estuaires, les fjords et les mers fermées. En revanche, les régions d'upwelling telles que l'Est Pacifique, l'Afrique de l'Ouest et le Nord l'Océan Indien sont tous des sites d'hypoxie naturelle du plateau continental. Ces hypoxies correspondent à d'importants upwellings côtiers, tels que ceux du Bengale, de l'ouest de l'Inde, du Pérou, du Chili, de Namibie, d'Afrique du sud.



Les upwellings sont des remontées d'eaux riches en sels nutritifs qui permettent un fort développement phytoplanctonique et donc une accumulation de matière organique qui profite au réseau trophique mais qui peut également conduire à l'apparition de zones hypoxiques. Les upwellings et leurs impacts sont fréquemment saisonniers mais peuvent être permanents comme celui du Pérou. Les hypoxies peuvent également résulter de processus de dénitrification (Naqvi et al. 2010). Certains upwellings, comme celui de Namibie, peuvent aller au-delà de la dénitrification et aller jusqu'à la formation d'H<sub>2</sub>S et de CH<sub>4</sub> qui remontent depuis les sédiments. Un couplage entre des apports naturels et des apports anthropiques peut être également observé notamment dans le sud de l'Asie (Duce et al 2008, Zhang et al 2007). En analysant les caractéristiques d'une hypoxie telles que la localisation, le moment, la périodicité, la durée, l'aire d'extension, ou l'intensité, il est possible de distinguer l'origine naturelle ou anthropique de celle-ci (Levin et al, 2009). L'analyse des ratios NO<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub> et DIP/DOP permet également d'appréhender les origines de l'eutrophisation et donc de l'anoxie (Zhang et al. 2010).

Levin et al (2009) présente une synthèse de la réponse générale du benthos à l'hypoxie. Il montre que les organismes et les communautés répondent à l'hypoxie mais que l'origine naturelle ou anthropique de celle-ci ne se distingue pas de manière évidente dans la réponse du benthos notamment car elles sont souvent combinées. L'eutrophisation favorise généralement des espèces opportunistes qui dominent la communauté et ont une forte abondance. Des caractéristiques similaires sont susceptibles d'être observées dans les eaux appauvries naturellement en oxygène. Ces hypoxies vont directement impacter l'ensemble des compartiments biologiques (Fig. 5.51).



4.

Figure 5.51 : Changements progressifs des poissons et des invertébrés benthiques pour une concentration en oxygène diminuant de 2 mg L<sup>-1</sup> (1,4 ml L<sup>-1</sup>) à l'anoxie (0 mg L<sup>-1</sup>) sur le plateau continental de Louisiane. Rabalais et al., 2001a, b.

Les hypoxies peuvent avoir des conséquences sur les communautés pélagiques, planctoniques et nectoniques Ekau et al. 2010 (Fig. 5.52). De nombreux auteurs (Attrill et al., 2007; Finenko et al., 2006; Graham, 2001; Lynam et al., 2006; Pauly et al., 2009) interprètent l'augmentation de l'abondance des gélatineux zooplanctoniques au cours de ces dernières années comme une conséquence de perturbations de l'écosystème comme l'eutrophisation, la modification des habitats ou la réduction de l'oxygène (Ekau et al 2010). Ces organismes auraient une forte capacité d'acclimatation et d'adaptation à ces conditions altérées. Rutherford & Thuesen (2005) ont montré que de nombreuses espèces de

zooplancton gélatineux avaient une forte résistance aux conditions anoxiques et étaient capables de réguler leur respiration jusqu'à une saturation en  $O_2$  inférieure à 10%. Chez les copépodes, les ZMO (zones de minimum d'oxygène) ont un impact important sur la distribution verticale et les schémas de migration verticale (Saltzman & Wishner, 1997a, b; Wishner et al., 2008). Ces ZMO influencent la structure des communautés. En effet, certaines espèces ne sont pas retrouvées au niveau des ZMO alors que d'autres peuvent y rester ou les traverser (Gonzalez and Quinones, 2002) et les biomasses y sont plus faibles (Saltzman & Wishner, 1997a). Leur reproduction est également affectée en fonction de la durée de l'hypoxie, du stade de développement et de l'espèce (Invidia et al., 2004 ; Katajisto, 2004, Ekau et al 2010). L'effet des anoxies sur la physiologie des poissons a été largement étudié. Dans le milieu marin les crises anoxiques induisent des phénomènes de fuite et des changements d'habitats sur le long terme (Ekau et al 2010).

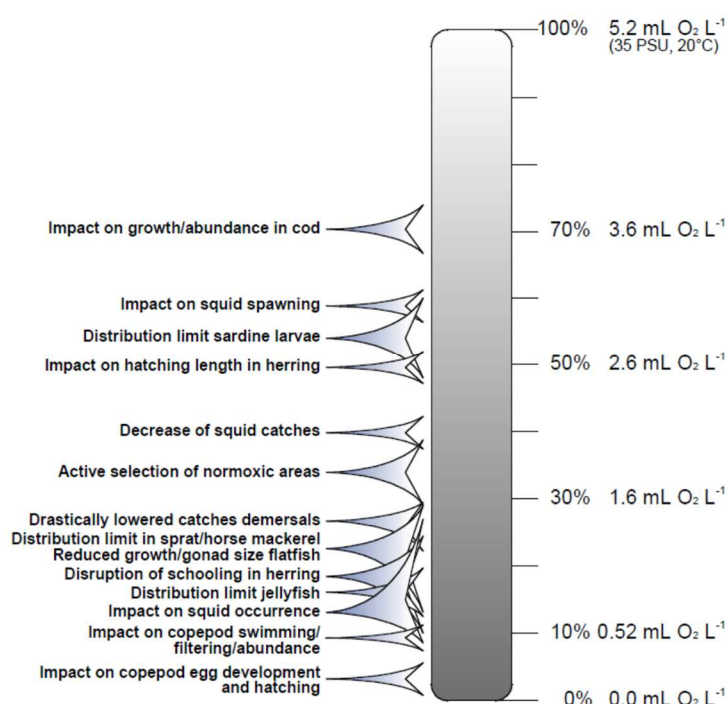


Fig 5.52. Réponses comportementales et physiologiques des organismes marins aux variations de concentrations en oxygène (Ekau et al 2010).

Les estuaires et les mers côtières fournissent des services écosystémiques fondamentaux à l'échelle locale et globale. Ces zones sont vulnérables à l'eutrophisation mais également au changement climatique. Une étude récente Altieri and Gedan (2015), a mis en évidence que pour les zones anoxiques existantes (dead zone), 94% d'entre elle connaîtront au moins une augmentation de température de 2°C d'ici la fin du siècle. Cette évolution du climat pourrait exacerber les conditions hypoxiques par des processus océanographiques, écologiques et physiologiques et ainsi avoir un fort impact sur les communautés. De nombreuses variables climatiques (Fig. 5.53 et 5.54) (température, acidification des océans, précipitations, vent, tempêtes), affecteront les zones hypoxiques et chacun de ces facteurs peut impacter la disponibilité en oxygène et les réponses écologiques des communautés vis-à-vis des limitations en oxygène. Cependant certains scénarios climatiques prévoient une augmentation significative de la biodiversité, due à l'augmentation de la température des eaux dans les zones côtières non stratifiées en permanence alors que les zones océaniques présentant une stratification permanente des eaux verront une chute de la biodiversité Beaugrand et al (2015).

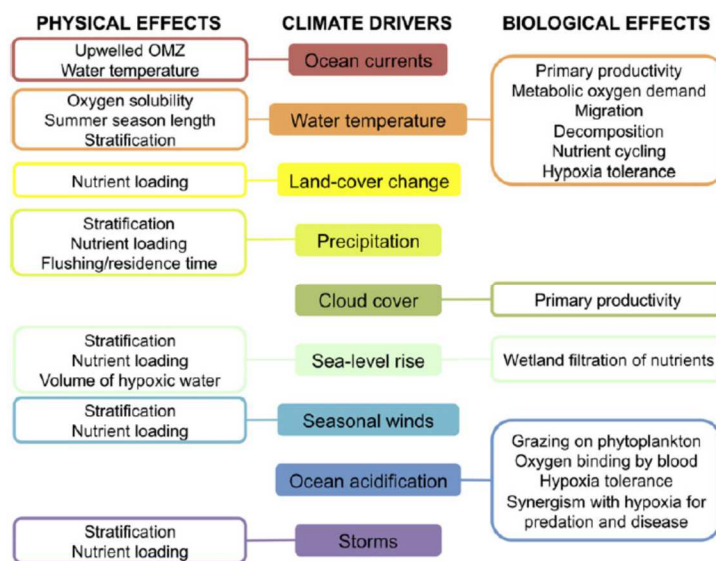


Fig. 5.53. Diagramme présentant les forçages climatiques et les effets physiques et biologiques qui influencent la sévérité des hypoxies Altieri and Gedan 2015.

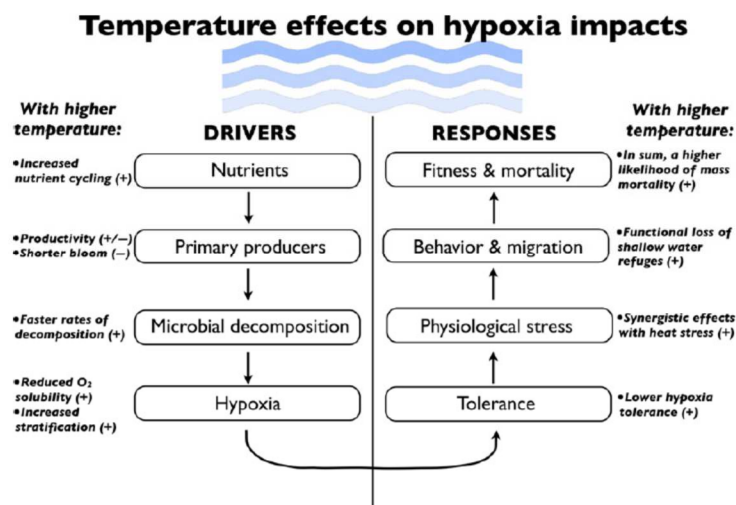


Fig. 5.54. Modèle conceptuel illustrant les différents effets du réchauffement des eaux marines sur l'augmentation des hypoxies dans les zones côtières Altieri and Gedan 2015

Ces résultats issus de travaux récents montrent la complexité des interactions entre les impacts sur les trajectoires des écosystèmes, la structure des communautés et la biodiversité. Comme largement décrit dans cette partie, les hypoxies des zones côtières sont très largement liées aux apports excessifs de nutriments. Une réduction des apports peut entraîner différentes évolutions en fonction de la capacité de résilience des milieux. Kemp et al (2009) proposent six modèles de trajectoires théoriques des réponses anoxiques dues à l'eutrophisation en réduisant les apports de nutriments. Les modèles des figures 5.55 a,b,c,d montrent un retour possible à un état initial hypothétique. En revanche, pour les deux autres modèles (Fig. 5.55 e,f) les lignes de base ne sont pas retrouvées par une simple réduction des apports en nutriment car d'autres facteurs environnementaux sont impliqués. Un exemple

emblématique est la restauration de l'estuaire de la Tamise en Grande-Bretagne, où l'implantation de stations d'épuration a permis, en réduisant les apports de nutriments et matières organiques, de réoxygéner les masses d'eau (Andrews & Richard 1980).

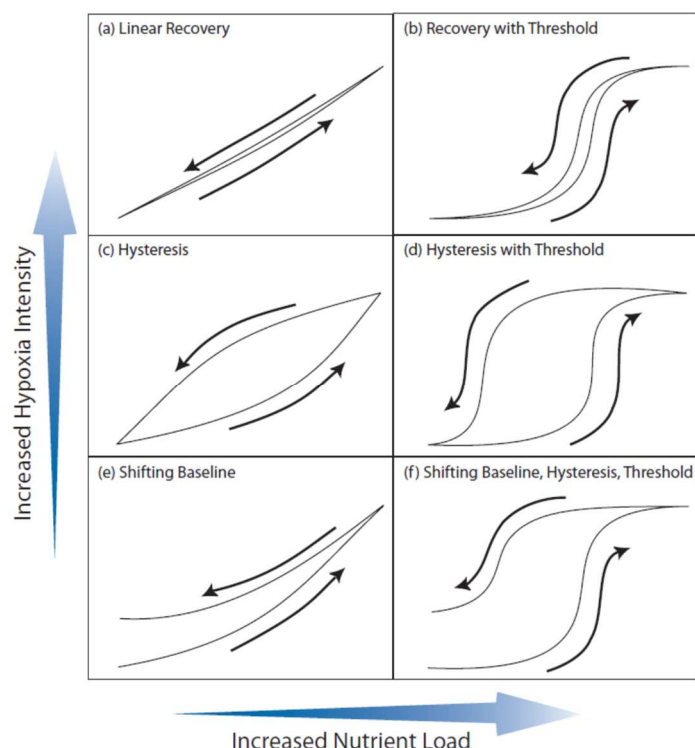


Fig. 5.5 : Six réponses théoriques des trajectoires des concentrations en oxygène en relation avec des modifications des apports de nutriments. (a) linear relationship of hypoxia to load with immediate responses, (b) direct threshold response to nutrient load, (c) delayed (hysteretic) response to nutrient load, (d) threshold response with hysteresis, (e) linear response with shifted baseline due to changes in other forcing variables, and (f) threshold response with hysteresis with a shifted baseline Kemp et al. 2009

#### 5.7.2.2. Impact de l'eutrophisation sur la biodiversité des milieux marins

Dans ce chapitre nous traiterons de l'effet d'un enrichissement en nutriment sur la biodiversité des milieux marins, en particulier les environnements côtiers, les estuaires, les baies et les lagunes ainsi que l'impact de l'eutrophisation sur la structure et le fonctionnement du réseau trophique. La figure 5.56 proposée dans cette introduction, permet de rendre compte de l'impact global des apports nutritifs sur les différentes communautés d'organismes marins qui seront présentées dans la suite de ce document et de visualiser les interactions possibles entre les populations entre elles et leur environnement. Les changements observés au sein des producteurs primaires et des niveaux trophiques supérieurs benthiques et pélagiques dans des systèmes eutrophisés sont présentés dans cette partie. Cependant, les cas spécifiques des marées vertes et des efflorescences de microalgues nuisibles (HAB) sont traités dans deux autres sous-chapitres.

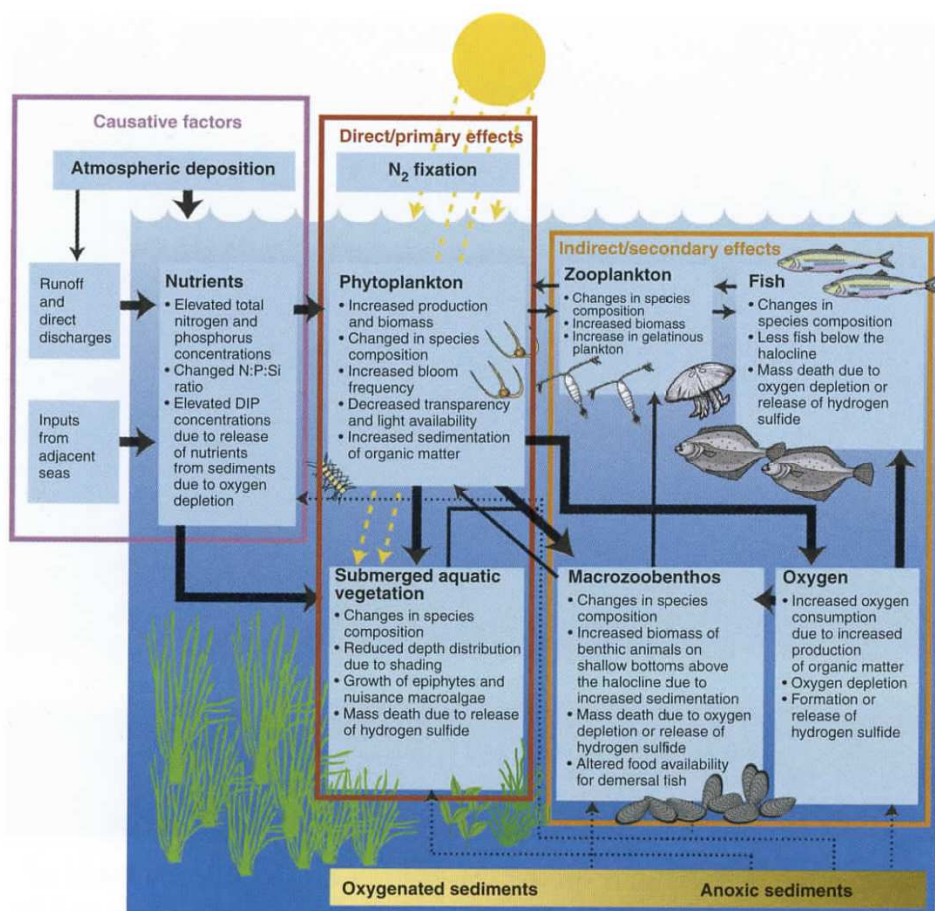


Figure 5.56 : Modèle conceptuel de l'eutrophisation (modifié dans Korpinen et Bonsdorff, 2015 et issu de HELCOM, 2010). Les flèches indiquent les interactions trophiques entre les différents compartiments écologiques. L'enrichissement en nutriment induit des changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins, comme souligné par les flèches en gras. Les flèches en pointillés représentent la libération de l'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ) et du phosphore qui surviennent dans des conditions d'appauvrissement en oxygène.

Dans les écosystèmes marins, l'augmentation des apports nutritifs va stimuler la production primaire et provoquer le développement massif d'algues, qui peut concerner à la fois les microalgues (phytoplancton) et les macroalgues (Cloern, 2001 ; Dailer et al. 2010 ; Korpinen et Bonsdorff, 2015 ; Ménesguen, 2001 ; Morand et Merceron, 2004 ; Orlandi et al. 2014). Ces phénomènes, souvent symptomatiques d'une eutrophisation du milieu, entraînent une dégradation de la qualité de l'eau et provoquent des déséquilibres au sein des organismes jusqu'à une perte de biodiversité de l'écosystème marin. Selon les travaux de Schramm (1999) dans les eaux côtières peu profondes, l'eutrophisation du milieu s'accompagne généralement d'une simplification structurale des communautés algales conduisant vers une prédominance des espèces phytoplanctoniques et des macroalgues opportunistes dérivantes. Ces successions végétales sont décrites en quatre phases en fonction du degré d'enrichissement du milieu (Figure 5.57). Au cours de la phase I, la disponibilité nutritive du milieu est faible et les macrophytes pérennes benthiques comme les herbiers marins ou d'autres phanérogames spécifiques des fonds meubles, ainsi que les macroalgues pérennes de substrat dur dominant. En phase II, lorsque les nutriments et la turbidité de l'eau augmentent, les espèces épiphytes prolifèrent de même que les brouteurs de macrophytes au détriment de ces dernières. En phase III, le milieu évolue vers un état eutrophe, les macroalgues opportunistes en dérive et/ou le phytoplancton prolifèrent alors, provoquant une chute de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Les épiphytes s'effondrent



et les macrophytes benthiques disparaissent. La phase IV correspond au stade ultime de l'eutrophisation, le phytoplancton constitue le producteur primaire dominant et forme d'importants dépôts organiques notamment dans les estuaires ou les baies confinées à faible hydrodynamisme (Charlier et al., 2007 ; Ménesguen, 2001). La dégradation de la matière organique algale par l'activité bactérienne est alors stimulée induisant un appauvrissement en oxygène du milieu jusqu'à une possible hypoxie.

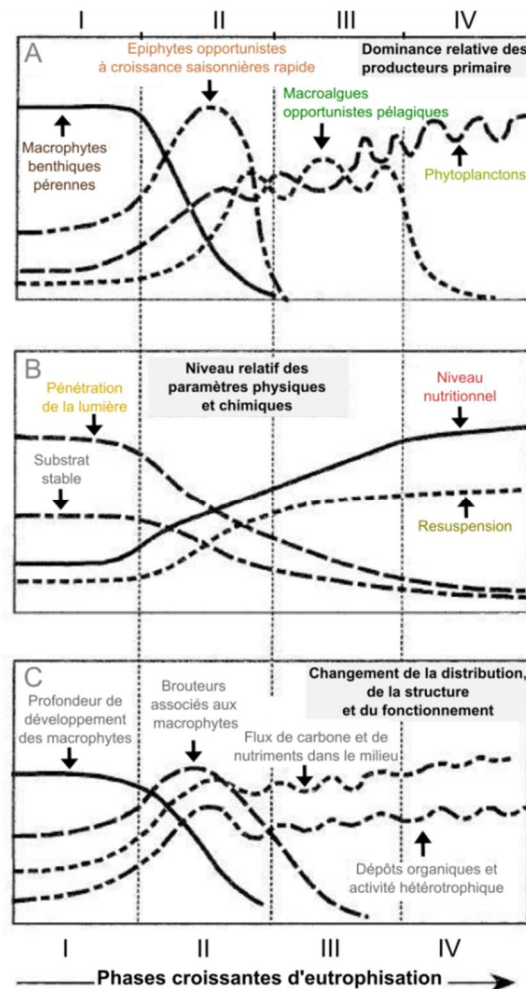


Figure 5.57 : Schéma représentant les changements A) de dominance des producteurs primaires, B) des niveaux relatifs des paramètres physico-chimiques et biologiques et C) de la structure, de la distribution et du fonctionnement de différents paramètres en fonction du degré d'eutrophisation (version traduite et modifiée de cette figure tirée de Lemesle 2015, d'après Schramm, 1999).

Les étapes de succession végétale peuvent varier d'un environnement à l'autre et entre les saisons et ne dépendent pas exclusivement des niveaux d'eutrophisation du milieu. Les nutriments vont évidemment être une condition préalable à la prolifération des espèces opportunistes à croissance rapide. Cependant, d'autres facteurs abiotiques et biotiques tels que la température, la salinité, la remise en suspension des sédiments, l'exposition aux courants et le broutage peuvent également moduler la réponse des producteurs primaires aux enrichissements nutritifs (Duarte, 1995 ; Engelsen et al., 2010 ; Fletcher 1996 ; Ostman et al., 2016 ; Pinon Gimete et al., 2012 ; Vogt & Schramm, 1991). Ainsi, les systèmes fortement brassés par les courants de marée ou l'action des vagues, qui peuvent assurer une exportation de la matière détritique ou des nutriments, une dispersion du phytoplancton et/ou des macroalgues en dérive et une meilleure oxygénation, s'avèrent plus résistants au sur-enrichissement en éléments nutritifs (Flindt et al. 1997 ; Kraufvelin et al., 2007 ; Pihl et al. 1999 ;

Thompson et al. 2002). Le temps de résidence des algues opportunistes en dérive dans le milieu peut être de courte durée (e.g. un cycle de marée) ou atteindre plusieurs semaines voire même une saison entière, en fonction de l'exposition aux courants (Malta et al., 2003 ; Ménesguen, 2001). De même, les changements au sein des végétaux benthiques sont le résultat d'une réaction en chaîne due à des effets directs, comme la compétition pour l'acquisition des éléments nutritifs, et indirects, comme la disparition des végétaux benthiques qui facilite la remise en suspension et la turbidité de l'eau. Duarte (1995), parle ainsi « d'effet domino » pour qualifier ce processus qui une fois amorcé se maintient et s'amplifie jusqu'au stade final de l'eutrophisation, c'est-à-dire ; la disparition des communautés macrophytobenthiques.

Cette surproduction algale va également avoir des conséquences sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins, en raison de l'interdépendance et des relations trophiques qui existent entre les différents organismes. Ainsi, la structure et la dynamique des populations sont sous le contrôle des effets « bottom-up » correspondant aux ressources nutritives agissant sur l'organisation supérieure du réseau trophique, et des effets « top-down », exercés par l'activité de prédation régulant les niveaux trophiques inférieurs. Un certain nombre d'études relatent l'effet bottom-up positif des nutriments sur les biomasses des algues annuelles et le contrôle top-down du méso-zooplancton herbivores (isopodes, gastéropodes, amphipodes) sur la biomasse totale de l'ensemble des producteurs primaires (Hillebrand, 2009 ; Hughes et al., 2004 ; Poore et al., 2012 ; Reynolds et al., 2014). Worm et Lotze (2006), explicitent l'action de ces facteurs de contrôle ascendants (bottom up) associés aux facteurs de contrôle descendants (top-down) sur une communauté algale peuplant le substrat rocheux (Figure 5.58). Comme vu précédemment, l'augmentation de la charge nutritive va favoriser l'apparition de blooms phytoplanctoniques et d'algues annuelles et limiter le développement des algues pérennes. Les brouteurs vont quant à eux réguler les populations de macroalgues, en particulier les algues annuelles à morphologie simple qui sont plus sensibles au broutage (Benedetti-Cecchi et al. 2001 ; Poore et al. 2012 ; Worm et al. 2000). Ce type de régulation top-down qui contribue au maintien des ceintures d'algues pérennes (effet positif indirect, figure 5.58) a notamment été décrite chez des populations de *Zostera marina* et des algues du genre *Fucus* sp. par Östman et al. (2016). En sélectionnant principalement les algues filamenteuses à croissance rapide et/ou les épiphytes, les brouteurs facilitent la croissance des herbiers et des fucales (Cebrian et al. 2013 ; Heck et al. 2000, 2006 ; Hughes et al. 2004). Hillebrand (2003), constate un effet opposé des nutriments et du broutage sur la richesse spécifique d'algues filamenteuses épiphytes, avec une augmentation de celle-ci en cas d'enrichissement en nutriment et une baisse due à la pression des brouteurs. Les filtreurs, comme les moules ou les balanes, vont capturer le phytoplancton, leur densité va donc fortement dépendre de cette ressource mais également de la pression exercée par les prédateurs (étoiles de mer, buccins et crabes). En limitant le développement des filtreurs et des brouteurs, les prédateurs participent eux aussi indirectement au maintien des algues pérennes en place (Hughes et al., 2013 ; Östman et al. 2016 ; Worm et Lotze, 2006). De plus certaines études ont montré qu'un broutage intense des filtreurs dans un milieu eutrophe pouvait en réduisant la concentration de la biomasse phytoplanctonique, contribuer à conserver une eau claire et des herbiers en bonne santé, (Bruschetti et al. 2008 ; Cebrian et al., 2014 ; Xu et al. 2010 ; Wall et al. 2011). Worm et Lotze (2006) concluent ainsi que la structure des communautés biologiques des côtes rocheuses est régie d'une part, par les apports nutritifs et d'autre part, par les consommateurs. En revanche, en condition hypertrophique, l'action des herbivores sur les proliférations algales est limitée et la pression des prédateurs ne suffit plus toujours à contrôler le développement de leur proie. Il en résulte un remplacement des algues pérennes par les filtreurs et/ou les algues annuelles proliférantes. En comparant plusieurs sites le long d'un gradient de disponibilité en nutriment issue d'une pisciculture de cage en filet, Korpinen et al. (2010) montrent que les sites proches



de la source nutritive étaient caractérisés par la dominance des mollusques alors que les sites les plus éloignés présentaient une plus grande diversité en crustacés.

Ces changements dans la structure et la diversité des végétaux aquatiques peuvent notamment avoir des conséquences néfastes sur l'ensemble de la communauté. En particulier, la décomposition de la matière organique issue d'amas massifs de macroalgues (ou phytoplancton) impacte la méiofaune benthique (Bohorquez et al., 2013 ; Thiel et Watling, 1998) et mène souvent à des conditions anaérobies du milieu et à la formation d'hydrogène sulfuré entraînant la mort massive de la faune benthique (Pihl et al., 1995). Les organismes des échelons trophiques supérieurs vont être indirectement affectés à leur tour, notamment les stades juvéniles de poissons (Isaksson et al., 1994 ; Lenanton et al., 1985), les poissons, les invertébrés (Caddy, 1993) et leurs prédateurs associés. Au Danemark, l'apport de fertilisants issus des terres agricoles vers les milieux aquatiques et marins a provoqué un enrichissement de l'eau agissant en parallèle à la base du réseau trophique, en augmentant la production primaire et également à son sommet en modifiant la taille des populations d'oiseaux d'eau (Møller et al., 2015). D'autres exemples de modification de la cascade trophique par les proliférations macroalgales ont été observés comme dans l'estuaire du Mondego (Portugal), où la population de petits oiseaux limicoles (*Calidris alpina*) a augmenté à la suite d'une période de recul de la couverture des macroalgues (Lopes et al., 2006).

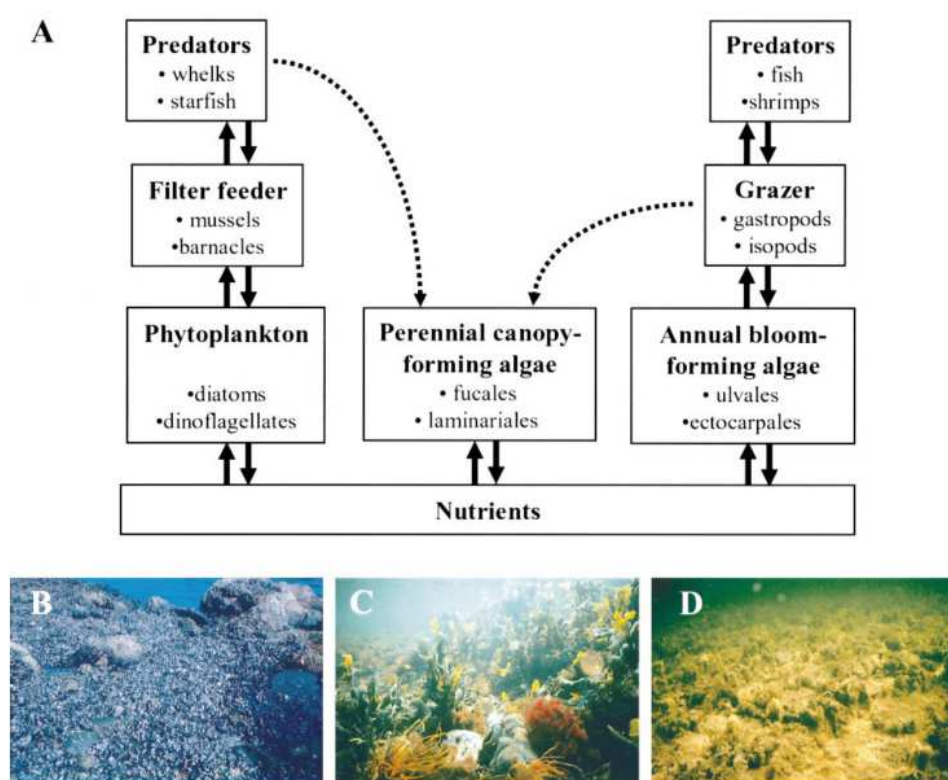


Figure 5.58 : A) Interaction de la chaîne trophique d'une communauté algale de fond rocheux. ↑ : effet des ressources (« Bottom-up ») ; ↓ : effet des consommateurs (« Top-down ») ; ↘ : effet indirect positif. L'enrichissement en nutriments favorise le phytoplancton consommé par les filtreurs et stimule également les algues annuelles proliférantes au détriment des algues pérennes. Les prédateurs et les brouteurs limitent l'abondance des filtreurs et des algues annuelles et vont indirectement participer au maintien des algues pérennes. Les différents états de cette communauté sous différents stades de l'eutrophisation sont représentés par les photos avec B) Eutrophisation excessive, les contrôles top-down sont dépassés favorisant le développement des filtreurs et D) des algues annuelles proliférantes en défaveur C) des algues pérennes. D'après Worm et Lotze (2006).

### 5.7.2.3. Impact de l'eutrophisation sur les communautés benthiques

#### 5.7.2.3.1. Les macroalgues – effets sur les communautés

Dans sa revue, Mineur et al. (2014) décrit un modèle généralisé des effets de l'eutrophisation sur les communautés macrophytobenthiques (Figure 5.59). La forme de la courbe, bien qu'indicative et dépendante des paramètres et des conditions spécifiques du système, permet de montrer la relation étroite entre la diversité et la structure des communautés macroalgales et l'enrichissement progressif du milieu. A noter également que les effets sont d'autant plus importants que la valeur seuil est dépassée (plus de précision dans Teichberg et al. 2010). Ces liens entre la diversité et la distribution en profondeur des macroalgues et la qualité de l'eau à aboutit à l'utilisation des macroalgues comme élément de qualité biologique dans l'évaluation de l'état de santé des eaux par la Directive Cadre sur l'Eau (EC, 2008). De nombreux indicateurs écologiques ont ainsi été développés depuis plusieurs années basés sur les successions des communautés macrophytobenthiques à la suite d'une contamination du milieu (Arévalo et al. 2007 ; Ar Gall et Le Duff, 2014 ; Guinda et al. 2008 ; Orfanidis et al., 2001, 2003 ; Wells et al. 2007). Ils reposent par exemple sur des grilles de qualification de l'état du milieu en fonction de la disparition de certaines espèces algales dites de référence sous l'action de l'augmentation du niveau d'eutrophisation (Ar Gall et Le Duff, 2012). En effet, comme vu précédemment, les environnements non perturbés sont souvent dominés par les espèces pérennes à faible croissance dites « caractéristiques » (Panayotidis et al. 2004) comme la plupart des grandes Phéophycées qui composent les différentes ceintures algales mais également certaines Rhodophycées dont les corallines. Les perturbations de l'environnement vont quant à elles favoriser le remplacement des ceintures macroalgales par des algues opportunistes plus tolérantes au stress (Schramm, 1999 ; Worm et al. 1999). Les algues annuelles sont considérées comme des espèces pionnières qui seront les premières à coloniser le substrat rocheux nouvellement disponible. Ces espèces à morphologie simple et rapport surface/volume important comme l'algue verte *Ulva lactuca* qui est formée d'un thalle foliacé mince et aplati ou *Ectocarpus* spp. et *Cladophora* spp., deux espèces au thalle érigé et filamenteux, ont un taux d'absorption de l'azote généralement élevé et une croissance rapide (Rosenberg et Ramus, 1984 ; Taylor et al. 1998 ; Pedersen et al. 2004) contrairement aux algues pérennes à morphologie plus complexe et au rapport surface/volume faible (Amat et Braud, 1990 ; Littler et Littler, 1980). L'augmentation des nutriments dans la colonne d'eau va par conséquent favoriser le développement des espèces opportunistes plus compétitives vis-à-vis de la ressource nutritive (Valiela et al. 1997 ; Worm et Lotze, 2006). Les manifestations les plus visibles de l'eutrophisation, constatée depuis une trentaine d'années, concernent les proliférations monospécifiques d'algues en dérive aboutissant parfois à des échouages très impressionnants. Les ulves sont à l'origine de la plupart de ces proliférations massives appelées « marées vertes » (Merceron, 1999 ; Ménesguen et Piriou, 1995 ; Liu et al., 2013) (cf. partie « marées vertes »). Ces efflorescences d'algues vertes dont la fréquence et l'intensité ne cessent d'augmenter, sont observables partout dans le monde en particulier sur les côtes anthropisées (Liu et al., 2013 ; Ye et al., 2011).

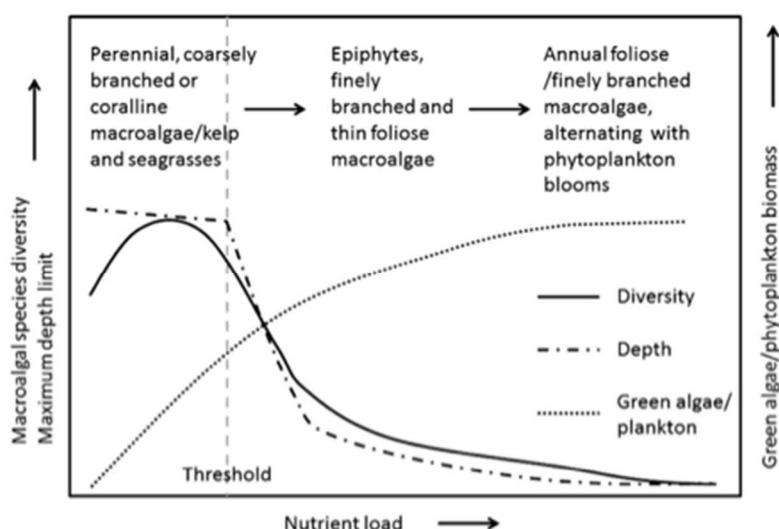


Figure 5.59 : Schéma résumant les effets de l'enrichissement en nutriment des écosystèmes côtiers sur la diversité et les communautés des macroalgues ainsi que la limite en profondeur maximale de croissance des macroalgues, des algues vertes et du phytoplancton (en partie adapté d'un modèle provisoire proposé par Nienhuis, 1992).

Au niveau des estrans touchés par l'eutrophisation, plusieurs études ont démontré une réduction parfois importante de la couverture des macroalgues pérennes en raison de l'effet négatif de l'augmentation de la turbidité, de la compétition pour le substrat et du broutage (Kautsky et al. 1986 ; Korpinen et al. 2008 ; Bonsdorff et al., 1997 ; Cloern, 2001 ; Schramm, 1999 ; Worm et al. 1999). Les algues éphémères ont proliféré au détriment des algues pérennes dans les côtes océaniques (Johansson et al., 1998 ; Bokn et al., 2002; Eriksson et al., 2002), les fjords et les zones estuariennes (Rueness and Fredriksen, 1991; Hardy et al., 1993) ainsi qu'en mer Baltique (Eriksson et al., 1998; Lotze et al., 1999 ; Schramm ; 1996 ; Worm et al. 1999 ; Bonsdorff et al. 1997). Dans la baie de Fundy au Canada, la couverture des algues brunes, *Ascophyllum nodosum* et *Fucus vesiculosus*, a été réduite de 40% (Worm, 2000). De même, dans leur étude en mésocosme, Kraufvelin et al. (2010) ont constaté un changement dans l'abondance des macroalgues se traduisant par une biomasse plus importante de l'algue brune *Fucus serratus* en condition pauvre en nutriment et au contraire une abondance plus importante des algues *Ulva lactuca* et *Ulva intestinalis* dans les conditions enrichies. Une relation négative entre le recrutement des algues brunes du genre *Fucus* et les algues vertes éphémères a été décrite en mer Baltique par Berger et al. (2004). Plusieurs études s'accordent également sur l'hypothèse de l'eutrophisation comme étant la cause principale de la régression des Fucales (Vogt et Schramm, 1991 ; Munda, 1993 ; Coelho et al. 2000). Cependant, l'eutrophisation n'est pas seule responsable de la régression des Fucales d'autant qu'en stimulant la prolifération des algues annuelles plus sensibles au broutage, elle participe indirectement au maintien des algues pérennes (Benedetti-Cecchi et al. 2001 ; Kautsky et al., 2008 ; Worm et Lotze, 2006). D'un autre côté, l'enrichissement du milieu peut également contribuer à augmenter la qualité nutritionnelle des thalles de fucales, au bénéfice des brouteurs ce qui induit une pression de broutage plus importante (Kraufvelin et al., 2006). En mer Baltique, l'eutrophisation de la côte a conduit à une pression de broutage importante sur les thalles de *Fucus vesiculosus* (Korpinen et Jormalainen, 2008). D'autres variables environnementales comme la salinité, la turbidité, les cycles saisonniers d'éclairement et de température vont notamment modifier la distribution et l'abondance des communautés macroalgales (Duarte, 1991 ; Krause-Jensen et al., 2007 ; Martinez et al., 2012 ; Nielsen et al., 2002a ; Nielsen et al., 2002b ; Pihl et al., 1996). Comme évoqué précédemment, le sur-enrichissement nutritif du milieu va stimuler la croissance d'algues filamenteuses qui se développent fixées à un substrat dur où en épiphytes sur les algues pérennes. Une réduction de

près de 90% de la lumière qui arrive sur la fronde des algues pérennes colonisées peut alors être observée (Sand-Jensen, 1977 ; Howard et Short, 1986). L'augmentation de la biomasse de macroalgues opportunistes peut s'accompagner d'une baisse de la richesse spécifique du milieu, comme observée dans un lac salé au Pays-Bas (lac de Veerse), où le nombre de taxons de macroalgues recensés est passé de 64 au début des années 1950 à 30 dans les années 1990 après une décennie d'eutrophisation progressive et d'aménagement artificiel de la zone (Malta et Verschuure, 1997). Cette perte de la biodiversité en lien avec l'eutrophisation a également été reportée par plusieurs auteurs dans le monde entier (Middelboe et al., 1998 ; Raven and Taylor, 2003 ; Schories et al., 1997 ; Sfriso et al., 1992 ; Johansson et al. 1998 ; Rabalais, 2005 ; Valiela et al. 1997 ; Worm et al. 2006).

#### 5.7.2.3.2. Les macroalgues : Phénomène des « marées vertes »

##### Algues impliquées dans les phénomènes de prolifération

La majorité des proliférations<sup>2</sup> d'algues vertes sont issues du genre *Ulva* qui inclut actuellement le genre anciennement nommé *Enteromorpha*<sup>3</sup> (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 » (Menesguen et al., 2001). *U. prolifera* est à l'origine de la plus importante marée verte mondiale qui se développe depuis 2008 en Chine, dans la baie de Qingdao (Ye et al., 2011). Outre *U. prolifera*, les espèces d'ulves filamenteuses impliquées dans les phénomènes de proliférations algales sont *U. intestinalis*, *U. linza*, *U. radiata* et *U. clathrata* (Menesguen et al., 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 (Menendez and Comin, 2000) et en Australie (Lavery et al., 1999). Dans la Baie d'Arcachon, *Monostroma obscurum* (désormais nommée *Ulvaria obscura*) a été responsable de proliférations (Auby et al., 1994). Des développements importants de cette espèce ont également été observés en baie de la Fresnaye (Bretagne), notamment en 2006, 2007, 2008 et 2015 (CEVA, 2016b). Les genres *Chaetomorpha* (Fletcher, 1996; Menendez and Comin, 2000) *Rhizoclonium*, *Percursaria* (Taylor et al., 2001) et *Ulvaria* (Nelson et al., 2003) 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 and Haritonidis, 1992), au Portugal (Abreu et al., 2011) et en Espagne (Menéndez and Comin, 2000). Au Brésil, une prolifération de l'algue rouge *Aglaothamnion uruguayense* a été observée pour la première fois en 2014. En Bretagne Sud, des proliférations de *Solieria chordalis* ont été observées (CEVA, 2012, 2011, 2010).

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, 2016a).

Une revue des proliférations algales plus anciennes (1910 - 1993) a été effectuée par Fletcher (1996). Le genre *Ulva* est également majoritairement impliqué dans les phénomènes de prolifération. Les proliférations d'algues vertes (Chlorophycées) sont les plus communes. Cependant, les proliférations

---

<sup>2</sup> Terme qualifiant un développement d'algues important en un temps restreint

<sup>3</sup> 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*.

macroalgues peuvent aussi provenir d'algues rouges (Rhodophycées) et d'algues brunes (Phéophycées).

### Répartition géographique

Des développements algaux d'ampleur ont été répertoriés à travers le monde comme le montre la Figure 5.60 (Morand and Briand, 1996).



Fig. 1. World distribution of algal proliferation. Bold indicates the coasts of countries where proliferation is reported: 1, Italy; 2, France; 3, Great-Britain; 4, Ireland; 5, The Netherlands; 6, Germany; 7, Denmark; 8, Sweden; 9, Norway; 10–20, USA; 10, Maine; 11, Massachussets; 12, Rhode Island; 13, Connecticut; 14, New York; 15, North Carolina; 16, South Carolina; 17, Florida; 18, Washington; 19, Oregon; 20, California; 21, Bermuda; 22, Mexico; 23, Cuba; 24, Venezuela; 25, Martinique; 26, Argentina; 27, India; 28, Australia; 29, New-Zealand; 30, China; 31, Japan; 32, Guam Island; 33, Hawaii; 34, Tunisia; 35, Senegal; 36, Namibia; 37, South Africa; 38, Tanzania.

Figure 5.60 : Distribution mondiale des proliférations algales. Les côtes des pays concernés sont matérialisées en gras. Figure issue de Morand and Briand (1996).

En complément, une cartographie récente se focalisant sur les développements les plus conséquents d'algues vertes a été publiée par Ye et al. (2011) (Fig 5.61).



Figure 5.61 : Distribution mondiale des proliférations d'algues vertes (marées vertes). Seuls les sites les plus fréquemment concernés ont été répertoriés. Le cercle rouge indique la plus importante marée verte mondiale qui s'est développée en Mer Jaune (Chine) en 2008 et 2009. Ye et al. (2011).

Le recoupement des Figures 5.60 et 5.61 montre que la majorité des proliférations algales sont induites par des Chlorophycées.

#### Description du phénomène

Compte tenu du fait que les algues vertes sont les plus souvent impliquées dans les phénomènes de prolifération algale, la suite du document se focalisera principalement sur ce groupe taxonomique.

Selon les descriptions de la littérature, les développements de macroalgues opportunistes peuvent être dissociés **en trois « types »** qui ont tous été observés et décrits sur la côte Manche-Atlantique dans le cadre des Réseaux de Contrôle de Surveillance de la Directive Cadre Sur l'Eau opérés par le CEVA pour le bassin Loire-Bretagne, Seine-Normandie et Adour-Garonne.

**Le type I** représente le développement des algues en suspension dans l'eau sans réelle phase fixée préalable. En effet, même si des algues fixées peuvent, en se détachant, permettre « l'ensemencement » d'un site, ce sont bien les algues « libres » qui se multiplient et forment d'importantes biomasses. Ce type de développement algal se retrouve généralement dans les baies sableuses de faible profondeur et à faible hydrodynamisme, permettant des conditions de lumière et de température favorables à leur développement auxquelles s'ajoutent des apports suffisants en nutriments (Dion, P., Le Bozec, S., 1996). Les échouages d'algues qui en découlent sont monospécifiques, c'est-à-dire qu'ils sont majoritairement composés d'une seule espèce comme décrit pour les proliférations d'algues vertes en Bretagne (Dion et al., 1996b).

Ces algues libres peuvent être locales et subsister sous forme de stock restreint durant la période défavorable de croissance pour se développer à nouveau lorsque les conditions de croissance redeviennent favorables. Cela a été par exemple décrit pour la baie de Douarnenez (Merceron and Morand, 2004). Les algues peuvent également avoir une origine plus lointaine et se déplacer avec les courants avant de s'échouer sur une zone de plage. C'est notamment le cas pour le développement d'*Ulva prolifera* en Mer Jaune (Hu et al., 2010; Smetacek and Zingone, 2013). Les algues se développent sur les structures aquacoles avant de s'en détacher et de se multiplier sous forme libre. Elles s'échouent ensuite sur les plages de Qingdao située à 200 km des structures aquacoles (Figure 5.62).

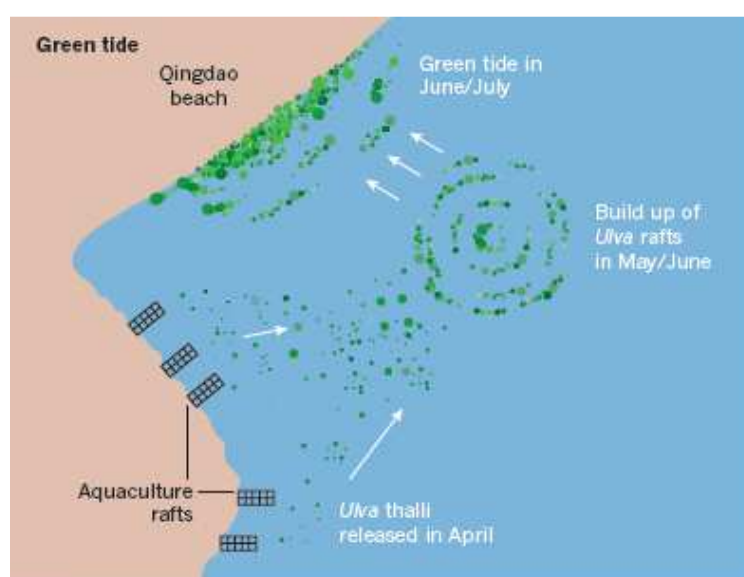


Figure 5.62 : Illustration de la marée verte se développant dans la Mer Jaune. *Ulva prolifera* se développe en avril sur les structures aquacoles situées 200 km au sud de Qingdao. Les algues se détachent s'accumulent en surface en mai et juin et s'échouent sur les plages en juin et juillet (Smetacek and Zingone, 2013).



Pour ce type de développement, les travaux menés en Bretagne par l'IFREMER (Ménèsguen and Piriou, 1995) et le CEVA (Dion et al., 1996a) ont permis de mettre en lien les flux d'azote arrivant à la côte entre mai et août avec les surfaces d'algues vertes résultantes en août et en septembre (Chevassus-au-Louis et al., 2012).

**Le type II** est associé aux algues opportunistes qui font l'essentiel de leur croissance en phase fixée sur substrat rocheux (Kim et al., 2004) avant d'être arrachées pour éventuellement s'échouer sur les plages à proximité. En échouage, les algues opportunistes sont en mélange avec d'autres espèces algales en lien avec la biodiversité présente sur les substrats rocheux. Au niveau français, il a été établi par Ifremer et le CEVA qu'une composition de plus d'un tiers d'ulves dans les échouages algaux était le signe d'un phénomène d'eutrophisation. Comme pour le type I, l'augmentation de la quantité de nutriments dans l'eau est responsable de ce développement (Bokn et al., 2002a; Kraufvelin et al., 2006).

**Le type III** qualifie les développements d'algues opportunistes sur les substrats vaseux. A l'issue de la saison de développement des algues (printemps/été), une partie des algues va être enfouie dans le sédiment ce qui va lui permettre de rester en dormance durant l'hiver. C'est à partir de ce stock hivernal, qu'un nouveau développement s'initie la saison suivante, lorsque les conditions de lumière et de température redeviennent favorables (Kamermans et al., 1998). C'est l'importance de ce stock qui conditionnera en partie l'importance du développement algal (Kamermans et al., 1998). Là encore, le surplus de nutriments dans la masse d'eau est la principale cause de développement de ces algues (Teichberg et al., 2010).

## Caractéristiques biologiques et écophysiologiques des algues vertes

### *Mode de développement*

Les algues vertes peuvent adopter différentes stratégies de développement. Lors des proliférations d'algues vertes, la multiplication végétative est généralement celle observée (Dion, P., Le Bozec, S., 1996; Gao et al., 2010). Une reproduction sexuée peut également avoir lieu. Elle débute par l'émission de gamètes mâles et femelles par les gamétophytes respectifs. Ceux-ci fusionnent en un zygote qui évolue ensuite en un sporophyte (phase diploïde). A l'issue de la méiose, les sporanges émis par le sporophyte génèrent des gamétophytes mâles et femelles (phase haploïde). En parallèle, sporophytes et gamétophytes sont capables de multiplication végétative comme cela a été montré pour *Ulva intestinalis* (Alström-Rapaport et al., 2010) et *Ulva armoricana* (Dion, P., De Reviers, B., Coat, G., 1998; Dion, P., Le Bozec, S., 1996). Enfin, les gamètes non fusionnés sont capables de générer un clone (Alström-Rapaport et al., 2010; Bliding, 1963). L'ensemble de ces processus est présenté dans la figure 5.63.



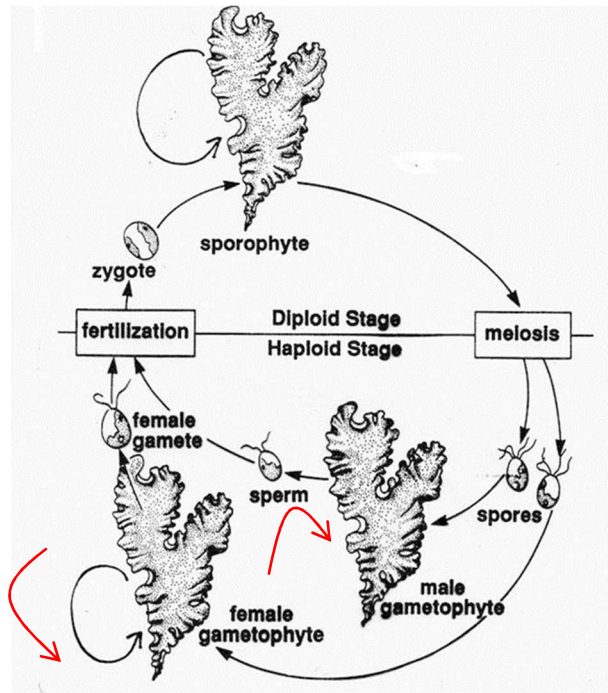


Figure 5.63 : Cycle de développement d'*Ulva* sp.. Les deux flèches rouges ont été ajoutées pour représenter les résultats des travaux de Bliding (1963) et Alström-Rapaport et al. (2010). Modifié de <https://www.studyblue.com/notes/note/n/botany/deck/1358611>.

## Capacité d'absorption des nutriments

### Généralités

Le succès de développement des algues vertes passe par leur capacité à absorber rapidement les nutriments. Cette capacité s'évalue à travers deux constantes écophysiologiques que sont la vitesse maximale d'absorption ( $V_{max}$ , notée aussi  $\mu_{max}$ ) et la constante de demi-saturation ( $K_s$ ), c'est-à-dire la concentration à laquelle la moitié de la vitesse maximale est atteinte (Figure 5.64).  $K_s$  est généralement utilisé pour comparer la capacité d'absorption de différentes algues lorsque les concentrations sont faibles dans le milieu et expliquer ainsi la compétition entre les espèces. Le  $V_{max}$  reflète la capacité d'absorption dans des fortes concentrations. En théorie, une algue avec un faible  $K_s$  sera très efficace dans des eaux pauvres en nutriments tandis qu'une algue à fort  $V_{max}$  sera particulièrement bien adaptée à des milieux enrichis. Toutefois, se baser uniquement sur chacun de ces paramètres est insuffisant,  $K_s$  étant directement dépendant de  $V_{max}$ . Ainsi, dans le cas de la comparaison de deux espèces ayant une pente commune d'absorption initiale,  $K_s$  pourra être différents entre 2 espèces uniquement du fait d'un  $V_{max}$  différent (Healey, 1980). Par ailleurs, deux espèces peuvent avoir des  $K_s$  identiques avec des  $V_{max}$  différents (Figure 5.64). Dans ce cas, l'analyse de la pente de chacune des courbes permet de connaître l'affinité de chaque espèce pour un nutriment donné en deçà de la constante de demi-saturation. L'analyse du rapport  $V_{max}/K_s$  (qui est une approximation de la pente) est donc plus pertinente pour appréhender la compétition entre les espèces notamment pour les faibles concentrations en nutriments (Harrison and Hurd, 2001).

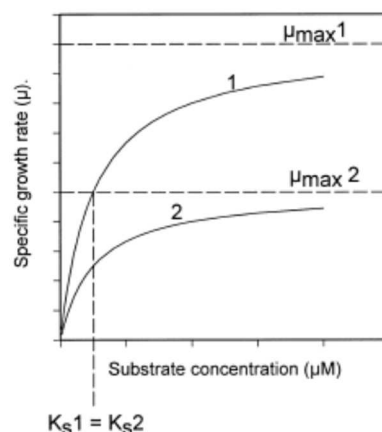


Fig. 1. Plots of Michaelis-Menten kinetics for growth of two bacteria with different  $\mu_{\max}$  but the same  $K_s$ .

Figure 5.64 : Illustration schématique de courbes de croissance basées sur le modèle de Michaelis-Menten et détermination des vitesses maximales d'absorption ( $V_{\max}$ , notée  $\mu_{\max}$  dans le graphique) et des constantes de demi-saturation. Dans cette illustration, il est démontré que deux espèces peuvent avoir le même  $K_s$  en dépit d'une vitesse maximale d'absorption différente (d'après Nedwell (1999)).

Rees (2003) présente une revue des constantes d'absorption pour l'ammonium, le nitrate et le phosphate pour plusieurs espèces d'algues vertes, rouges et brunes. Quel que soit l'élément considéré, les algues vertes présentent généralement les plus fortes valeurs de  $V_{\max}$ , démontrant qu'elles sont particulièrement adaptées à des milieux enrichis en nutriments. *Ulva armoricana*, espèce responsable des marées vertes au nord de la Bretagne (Coat et al., 1998) présente des  $V_{\max}$  élevés (compris entre 60 et 230  $\mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{g poids sec}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) ainsi que des ratios  $V_{\max}/K_m$  élevés (compris entre 12 et 37) ce qui démontre le comportement opportuniste de cette algue (Dion, P., Le Bozec, S., 1996).

#### Azote

Différentes sources d'azote sont utilisées par les algues :

- L'azote inorganique dissous sous forme nitrate et ammonium (Ale et al., 2011)
- L'azote organique dissous sous forme d'urée, d'ATP, de glycine (Li et al., 2016)

L'assimilation de l'azote est conditionnée par sa forme chimique. L'ammonium est une forme plus facilement assimilable que le nitrate (Ale et al., 2011). L'assimilation des nutriments dépend également des formes chimiques présentes simultanément dans le milieu. L'absorption du nitrate peut être facilitée par la présence d'ammonium comme montré par Ale et al. (2011) pour *Ulva lactuca* (Figure 5.65). Cela dépend toutefois des espèces algales étudiées (Harrison and Hurd, 2001). A l'inverse, l'absorption d'urée est quasiment nulle en présence de nitrate et d'ammonium (Brault and Quéguiner, 1989).

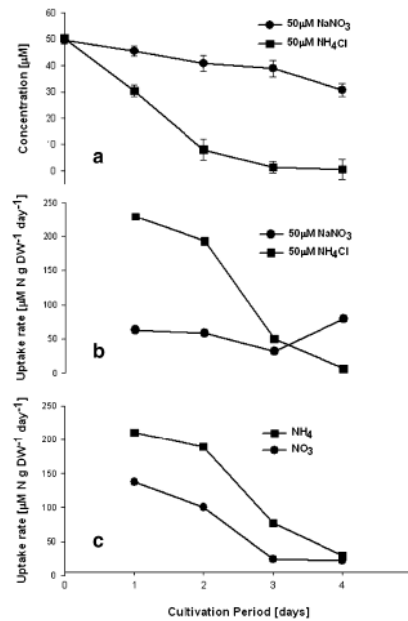


Figure 5.65 : Représentation de l'évolution du taux d'absorption d'*Ulva lactuca* au cours d'une expérimentation de 4 jours en eau de mer artificielle enrichie avec 50 μM NH<sub>4</sub>Cl et 50 μM NaNO<sub>3</sub> séparément (b) ou simultanément (c). L'évolution de la concentration des deux éléments dans le milieu de culture est représentée en (a). D'après Ale et al. (2011).

Le contenu interne en nutriments est également un paramètre pouvant influencer le taux d'absorption des nutriments. Kennison et al. (2011) ont montré que le taux d'absorption du nitrate par *Ulva expansa* et *Ulva intestinalis* dépendait du contenu initial en nitrate dans les tissus, une algue avec un contenu interne faible ayant un taux d'absorption plus fort qu'une algue avec des contenus internes en nitrate plus importants. La régulation de l'absorption du nitrate en fonction du contenu interne est effectuée par la nitrate reductase (enzyme permettant la réduction du nitrate en ammonium) qui inhibe l'absorption de nitrate lorsque le contenu interne devient trop important (Figure 5.66).

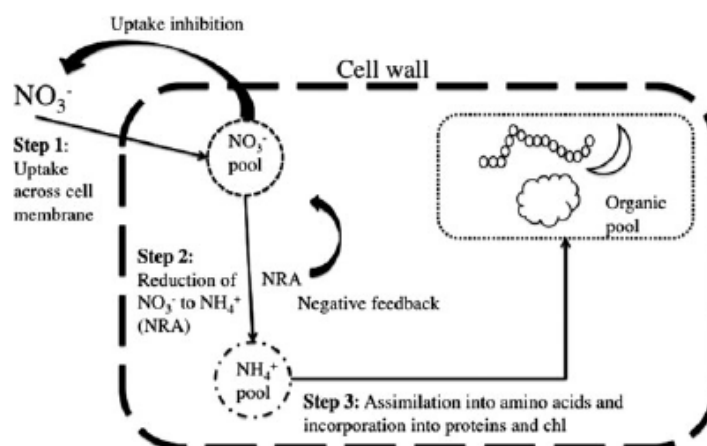


Figure 5.66 : Illustration du processus d'absorption du nitrate dans le pool interne d'*Ulva* sp. et du rôle de la nitrate reductase sur la régulation de cette absorption. D'après Kennison et al. (2011).

## Phosphore

Comme pour l'azote, les formes inorganiques et organiques du phosphore peuvent être assimilées par les algues opportunistes. Il s'agit notamment des orthophosphates (inorganique), de l'ATP (organique) et du glucose-6-phosphate (organique). La forme inorganique est toutefois préférentiellement absorbée comme démontré pour *U. prolifera* (Li et al., 2016).

## Influence des paramètres physiques

Certains paramètres physiques tels que la lumière, la température, le degré de dessiccation et le mouvement de l'eau influencent l'absorption des nutriments par les algues.

Concernant l'effet de la lumière, il a été montré que l'absorption du phosphate diminuait de moitié lorsque *Ulva* sp. était placée dans le noir (Hurd, 1990). L'absorption d'ammonium diminue en l'absence de lumière alors que l'absorption du nitrate ne semble pas être influencée par la photopériode (Brault and Quéguiner, 1989)

Concernant l'influence de la température, les travaux de Fan et al. (2014) (Figure 5.67) ont montré que l'absorption de l'azote était maximale à une température de 20°C, l'absorption minimum ayant été mesurée pour une température de 5°C. Par ailleurs, l'absorption de l'azote est corrélée au rendement photosynthétique, démontrant l'existence d'un mécanisme d'absorption actif. Concernant l'absorption du phosphore, elle augmente avec la température.

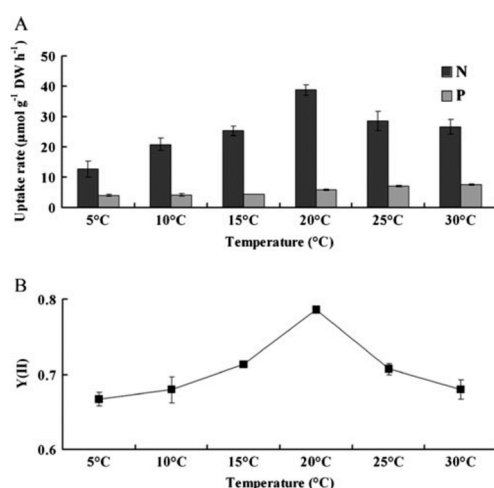


Fig. 4 Effect of temperature on nutrient uptake rate and photosynthetic efficiency [ $Y(II)$ ]. Values are means  $\pm$  SD ( $n=3$ )

Figure 5.67 : Effet de la température sur l'absorption des nutriments et la performance photosynthétique (Fan et al., 2014).

L'absorption de nitrate et d'ammonium est affectée par la dessiccation comme montré par les travaux de Xu et al. (2016) sur *U. prolifera*. Une réhydratation de 12 h permet toutefois un retour aux valeurs d'absorption initiales.

Enfin, le mouvement de l'eau semble avoir une influence positive sur l'absorption de l'ammonium, notamment lorsque les concentrations en ammonium sont faibles dans le milieu (Parker, 1981).

## Influence des paramètres biologiques intrinsèques

Des paramètres biologiques conditionnent également l'absorption des nutriments tels que le rapport surface/volume, le stade de développement et le passé nutritionnel de l'algue (Harrison and Hurd, 2001).

Une surface élevée par rapport au volume (rapport surface/volume élevé) caractérise les algues impliquées dans les phénomènes de prolifération avec des morphologies foliacées ou filamenteuses. Cette caractéristique leur permet une plus grande surface de contact avec le milieu et donc une optimisation de l'absorption des nutriments (Alwyn and Rees, 2007; Rosenberg and Ramus, 1982; Wallentinus, 1984). Rees (2003) a compilé le rapport S/V de plusieurs espèces algales (Figure 5.68). Les algues vertes présentent majoritairement les plus importants ratios S/V. Trois algues brunes se distinguent toutefois (*Dictyosiphon foeniculaceus*, *Elachista fucicola* et *Pylaiella littoralis*).

Species	SA:V	Source
<b>Green</b>		
<i>Codium fragile</i>	8.9	Rosenberg & Ramus (1984)
<i>Chaetomorpha linum</i>	237	Nielsen & Sand-Jensen (1990)
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	315	Taylor et al. (1998)
<i>Ulva lactuca</i>	400	Odum et al. (1958)
<i>Enteromorpha ahlnoriana</i>	529	Hein et al. (1995)
<i>Enteromorpha prolifera</i>	529	Hein et al. (1995)
<i>Cladophora glomerata</i>	569	Hein et al. (1995)
<i>Cladophora sarica</i>	645	Nielsen & Sand-Jensen (1990)
<b>Red</b>		
<i>Phyllophora truncata</i>	8.9	Hein et al. (1995)
<i>Apophlaea lyallii</i>	14.9	Phillips (2001)
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	20.5	Hein et al. (1995)
<i>Gracilaria foliifera</i>	30	Hein et al. (1995)
<i>Gracilaria pacifica</i>	30	Hein et al. (1995)
<i>Stictosiphonia arbuscula</i>	41.59	Phillips (2001)
<i>Pterocladia capillacea</i>	80	Taylor et al. (1998)
<i>Ceramium tenuicorne</i>	191	Hein et al. (1995)
<i>Rhodomena confervoides</i>	207.9	Hein et al. (1995)
<b>Brown</b>		
<i>Xiphophora gladiata</i>	15.6	Phillips (2001)
<i>Chorda filum</i>	17	Odum et al. (1958)
<i>Scytothamnus australis</i>	19.2	Phillips (2001)
<i>Xiphophora chondrophylla</i>	21	Taylor et al. (1998)
<i>Fucus distichus</i>	30	Hein et al. (1995)
<i>Fucus vesiculosus</i>	33.7	Odum et al. (1958), Nielsen & Sand-Jensen (1990)
<i>Fucus spiralis</i>	34	Nielsen & Sand-Jensen (1990)
<i>Chordaria flagelliformis</i>	100	Hein et al. (1995)
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	408.5	Hein et al. (1995)
<i>Elachista fucicola</i>	1042.3	Hein et al. (1995)
<i>Pylaiella littoralis</i>	1694	Hein et al. (1995)

Figure 5.68 : Compilation des rapports surface/volume pour différentes espèces d'algues vertes, rouges et brunes (d'après Rees, 2003).

Le passé nutritionnel de l'algue est un facteur particulièrement important, notamment pour l'absorption d'ammonium. En effet, une algue appauvrie en azote et placée dans un milieu riche en ammonium va présenter un taux d'absorption qui va évoluer dans le temps au fur et à mesure de la reconstitution de son pool interne en azote d'une part et de la concentration dans le milieu d'autre part. Ainsi, trois phases d'absorption sont observées (Figure 5.69) : une première absorption rapide permettant à l'algue de ne plus être en situation de stress nutritionnel, une stagnation du taux d'absorption est ensuite observée, en lien avec des mécanismes internes permettant de contrôler les quantités d'ammonium absorbées. Le taux d'absorption diminue ensuite en relation avec la diminution de la concentration d'ammonium dans le milieu (Pedersen, 1994).

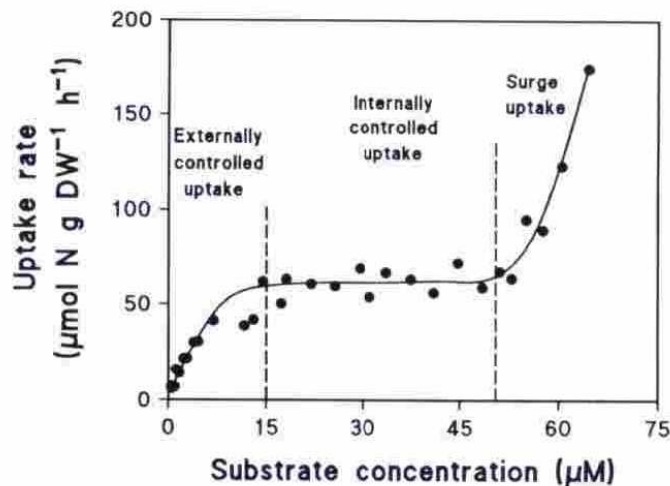


FIG. 2. Uptake rate as a function of substrate concentration in a typical perturbation experiment. Three distinct phases of uptake are apparent.

Figure 5.69 : Illustration de l'évolution du taux d'absorption de l'ammonium en débutant l'expérimentation avec une forte concentration d'ammonium (partie gauche du graphique). Le taux d'absorption est régulièrement suivi jusqu'à épuisement de l'ammonium dans le milieu. Trois phases d'absorption sont apparentes (d'après Pedersen (1994)). Le premier point de mesure de l'expérimentation est situé à l'extrême droite du graphique.

## Paramètres influençant le développement des algues vertes

### Paramètres abiotiques

Trois paramètres principaux entrent en jeu dans la prolifération d'algues opportunistes : la température, la lumière et les nutriments (azote et/ou phosphore selon que l'un et/ou l'autre soit limitant). Lorsque les thalles sont en suspension dans l'eau, le paramètre de confinement de la zone marine est également à considérer (Piriou et al., 1991; Piriou and Menesguen, 1992). Le contrôle du développement algal par chacun de ces paramètres ne va pas être équivalent selon la période de l'année.

Pour le développement des algues vertes, un schéma général représentant la saisonnalité des différents facteurs limitants en lien avec le développement algal a été proposé par le Centre d'Etude et de Valorisation des Algues et est présenté figure 5.70.

En seconde partie d'automne et en période hivernale, la température et la lumière sont les deux facteurs limitant le développement des algues vertes. Au début du printemps, les eaux étant riches en nutriments et la photopériode étant croissante, seule la température peut être un facteur limitant la croissance algale. Les travaux de Casabianca et al. (2002) ont notamment montré que la température de l'eau limitait la croissance d'*Ulva rigida* lorsqu'elle était inférieure à 7°C (et supérieure à 25°C, pour ce qui est de la saison estivale). A la fin du printemps, toutes les conditions de lumière, température et nutriments sont favorables pour que les algues se développent massivement. Ce « bloom » entraîne un appauvrissement des eaux en nutriments et l'azote devient généralement l'élément limitant la croissance algale (Menesguen and Piriou, 1995). Le phosphore étant fourni par le sédiment meuble (sable ou vase) sur lequel se développent les algues (Kamer et al., 2004) et par la reminéralisation du phosphore organique détritique (plus rapide que celle de l'azote organique détritique), il est rarement limitant. Toutefois, le relargage du phosphore étant en partie contrôlé par la température, il est possible d'observer une limitation temporaire de la croissance des algues par cet élément (Barthelemy et al., 2001). Pour les algues se développant sur substrat rocheux (notamment pour développement algaux de type II), la limitation en phosphore pourra intervenir plus fréquemment, les environnements rocheux ne fournissant pas autant de phosphore que les substrats meubles, l'érosion de la roche étant la seule source directe de phosphore inorganique dissous (Denny and Gaines, 2007).

*Remarque : L'étude du rapport N:P est fréquemment proposée pour savoir quel élément est limitant. Dans l'algue *Ulva fenestrata*, Bjornsater and Wheeler (1990) ont mis en évidence qu'un ratio N : P dans les tissus < 16 indiquait une limitation en N, qu'un ratio N:P compris entre 16 et 24 était optimal pour la croissance et qu'un ratio > 24 indiquait une limitation en P.*

*Le ratio N:P doit toutefois être considéré avec prudence. En effet, quelle que soit la valeur de ce ratio, elle n'apporte une information que pour les algues évoluant dans des milieux non saturés en nutriments. L'étude de Hernandez et al. (1997) a mis en évidence que le contenu interne des algues en azote et en phosphore n'atteignait jamais leurs valeurs critiques dans un milieu riche en nutriments. Les algues trouvent donc suffisamment d'azote et de phosphore dans le milieu en dépit d'un ratio N/P variant sur l'année de 1 à 50 dans l'eau et de 25 à 75 dans les tissus des algues. Dans ce cas, il a été établi que les facteurs contrôlant le développement des algues vertes étaient les autres facteurs abiotiques (lumière et température).*

Durant la première partie de l'automne, la lumière devient à nouveau l'élément limitant du fait de la décroissance de la photopériode. A cette période, les eaux se sont réenrichies notamment par le biais des processus de reminéralisation ce qui explique que les nutriments ne sont plus le facteur limitant prépondérant. L'ensemble de ce cycle saisonnier des différents éléments limitants est présenté Figure 5.70.

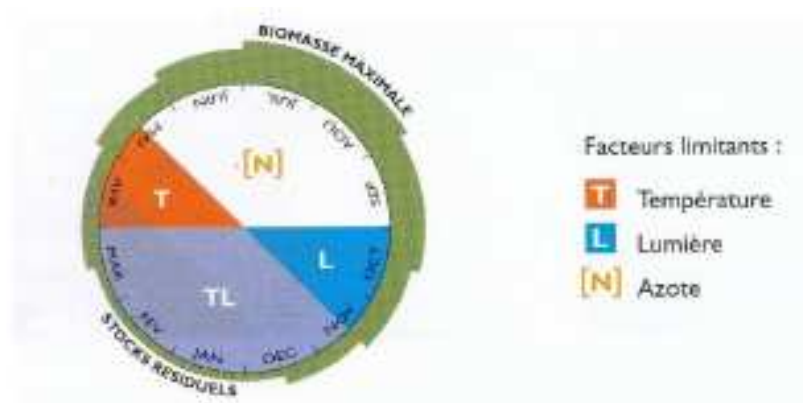


Figure 5.70 : Cycle saisonnier des facteurs limitant le développement des algues vertes (d'après CEVA dans Inf'ODE, 1999)

Ce schéma global de la saisonnalité des facteurs limitants peut s'appliquer à tous les types de développement d'algues opportunistes présentés ici même si des différences peuvent intervenir selon le site où se développent les algues.

### Paramètres biotiques

Les paramètres biotiques ayant une influence sur le développement des algues vertes sont en lien avec l'ensemble des interactions qui peut intervenir entre les différents niveaux trophiques. L'influence des paramètres biotiques intervient surtout lorsque les algues vertes se développent sur substrat rocheux (développement algal de type 2) ou en milieux vaseux (développement algal de type 3). Dans le cadre des développements algaux de type 1, aucune étude ne traite de la pression de broutage même si certains travaux démontrent la présence de macrofaune pouvant potentiellement exercer une pression de broutage (Quillien et al., 2016).

Le broutage peut contrôler, dans une certaine mesure, le développement des algues opportunistes. C'est le cas pour un estuaire danois dans lequel le broutage induit une différence de densité entre deux stations de suivi. Le taux de croissance des ulves est le même entre les deux stations (12 % par jour en moyenne annuelle) mais la pression de broutage est plus importante dans la partie la plus aval (Geertz-Hansen et al., 1993).



Le broutage permet également de maintenir plusieurs espèces proliférantes en codominance. En effet, Lotze and Schramm (2000) se sont intéressés à la présence concomittante de *Pylaiella littoralis* et d'*Enteromorpha intestinalis* sur les platiers rocheux. D'un point de vue écophysiologique, aucune différence significative en termes d'absorption des nutriments n'a pu être mise en évidence. Dans cette étude, le broutage semble être le facteur principal favorisant l'une ou l'autre des espèces

Le broutage peut ne pas avoir d'effet limitant sur le développement des algues opportunistes en dépit de l'appétence des brouteurs pour les algues opportunistes en comparaison des algues pérennes (Goecker and Kall, 2003). L'absence d'effet du broutage s'explique à travers plusieurs phénomènes (Worm and Lotze, 2006):

- Une croissance des algues opportunistes très supérieure à la pression de broutage du fait de l'eutrophisation.
- Une diminution des brouteurs. L'eutrophisation étant défavorable aux poissons piscivores cela induit une augmentation de la prédation des brouteurs.

Enfin, les brouteurs peuvent promouvoir le développement des algues vertes opportunistes (*Ulva compressa* et *Ulva rigida*) soit en apportant des nutriments supplémentaires au système via l'excrétion soit par le broutage des microalgues se développant sur les thalles des espèces opportunistes, les protégeant ainsi du développement d'épiphytes potentiels (Guidone et al., 2012).

Les conséquences de l'eutrophisation ne sont pas nécessairement visibles sur les estrans rocheux à travers le développement des algues opportunistes. En effet, l'apport de nutriments en excès peut permettre aux communautés de filtreurs (moules, huîtres) de se développer rapidement et d'échapper ainsi à la pression de prédation. Ces communautés couvrent alors l'ensemble du substrat rocheux empêchant tout développement d'algues.

Les effets de l'eutrophisation sur les substrats rocheux comprenant l'inversion des mécanismes de contrôle des ressources entre top-down (contrôle des ressources par leur prédateurs) au bottom-up (contrôle des ressources par les nutriments) ont été décrites et schématisées par Worm and Lotze (2006).

#### Succession des espèces opportunistes et interprétation en termes de qualité d'eau

Même si les espèces opportunistes se développent en abondance lorsque le niveau d'eutrophisation augmente, il semble qu'une succession d'espèces puisse avoir lieu au sein même des espèces opportunistes. En effet, Karez et al. (2004) ont montré que les assemblages d'algues opportunistes différaient selon le degré d'enrichissement des eaux avec une dominance des algues rouges pour les milieux les moins riches en nutriments et une dominance des algues vertes foliacées dans les milieux enrichis. Au sein des Chlorophycées, Lavery et al. (1991) ont montré, dans l'estuaire de Peel-Harvey (Australie), une succession au sein des espèces opportunistes. Les genres *Ulva* et *Enteromorpha* se développent dans des milieux plus riches que *Chaetomorpha*. Par ailleurs, il est à noter que le développement d'algues vertes a été initié dans cet estuaire à la fin des années 60 par le genre *Cladophora*.

Campbell (2001) a comparé les caractéristiques écophysiologiques (taux de croissance, quotas internes critiques et de subsistance) de trois espèces opportunistes (*Hincksia sordida*, *Polysiphonia decipiens* et *Ulva* sp.). Les résultats ont montré qu'*Ulva* sp. et *Hincksia sordida* ont un tel besoin d'azote que leur croissance pourra rapidement être limitée dans un environnement pauvre en nutriments. Il a également mis en évidence que ces deux algues peuvent survivre sur leurs contenus internes de 11 à 19 jours alors que *Polysiphonia decipiens* peut survivre plus longtemps (de 16 à 34 jours), ce qui lui confère un avantage compétitif en cas de ressources azotées restreintes sur une longue période.

Cette approche consistant à établir le nombre de jours de survie d'une algue sur la base de ces contenus internes en azote a également été utilisée par Fujita (1985). Il a montré que *Gracilaria tikvahiae*,

*Enteromorpha* spp. et *Ulva lactuca* étaient capables de croître respectivement dans un milieu sans azote durant 14, 10 et 9 jours en puisant dans leur réserve interne.

*In situ*, Menendez and Comin (2000) ont pu mettre en évidence dans la lagune de Tancada (Espagne) que *Chaetomorpha linum* régressait lorsque la disponibilité en l'azote diminuait, au profit de *Gracilaria verrucosa* et *Cladophora* sp.

La succession des différentes espèces opportunistes s'explique également par la morphologie des algues et le calcul du ratio surface/volume. Les algues ayant un ratio surface/volume important ont une croissance plus forte que les algues plus épaisses disposant d'un ratio surface/volume plus faible. C'est par cette approche que Masterson et al. (2008) a mis en évidence la succession possible entre *Ulva* spp. et *Ceramium* spp., *Ulva* spp. ayant un ratio S/V plus important que *Ceramium* spp.

#### 5.7.2.3.3. Impacts des proliférations algales

##### *Conséquences écologiques des marées vertes en milieu côtier : impacts sur les habitats*

Le développement excessif de macroalgues vertes dans les écosystèmes côtiers et estuariens entraîne des modifications des habitats impactés (Raffaelli et al., 1998), qu'il est possible de regrouper en deux types de perturbations, simultanées ou successives :

- Des effets physiques. Les macroalgues vertes se développent principalement sur le fond dans des habitats nus, de type vasières et estrans sableux, et modifient leur complexité et leur structure (Isaksson and Pihl, 1992; Isaksson et al., 1994) jusqu'au colmatage total des surfaces de substrat couvertes. Lors de fortes proliférations, ce colmatage s'étend aussi à la colonne d'eau, jusqu'à coloniser l'ensemble de l'espace disponible (Solidoro et al., 1997). Ces impacts s'accompagnent d'une réduction de la vitesse du courant et d'une augmentation du taux de sédimentation des particules les plus fines (Hull, 1987; Fletcher, 1996), modifiant la typologie du substrat.
- Des modifications chimiques. Les proliférations d'algues vertes modifient la concentration en oxygène dissous et en accroissent les amplitudes journalières (Raffaelli et al., 1998). Lors de développements massifs de macroalgues, des sursaturations en oxygène sont observées pendant la phase lumineuse d'activité photosynthétique et des déplétions surviennent pendant la phase obscure (Johnson and Welsh, 1985). Par ailleurs, les macroalgues, fraîches et sénescents, ainsi que leur flore bactérienne émettent divers exsudats toxiques (Mackenzie et al., 2005; Wang et al., 2011), leur conférant des propriétés allélopathiques et anti-fouling (Magre, 1974; Johnson and Welsh, 1985; Nelson et al., 2003; Harder et al., 2004). Enfin, la décomposition des macroalgues (Fletcher, 1996), augmente la demande biologique en oxygène et génère des hypoxies, et des émissions de sulfure d'hydrogène lorsque les macroalgues sont décomposées en conditions anaérobiques (Gamenick et al., 1996; Wetzel et al., 2002). Outre leurs conséquences directes, ces conditions hypoxiques renforcent la toxicité des exsudats (Wang et al., 2011).

##### *Conséquences sur les réseaux trophiques et la biodiversité*

La conjonction des modifications physiques des habitats et des changements des conditions chimiques engendrent des perturbations pour les écosystèmes impactés (Lyons et al., 2014). Les cycles biogéochimiques (Sfriso et al., 1992; Engström-Öst and Isaksson, 2006) et la dynamique trophique (Hull, 1987; Andersen et al., 2005; Arroyo et al., 2012; Quillien et al., 2015, 2016) mais aussi la composition et l'abondance de la faune et la biodiversité subissent les conséquences de ces perturbations, variables selon la composition, l'intensité et la durée des proliférations d'algues (Lyons et al., 2014) :

A de faibles densités de macroalgues, l'augmentation de la complexité de l'habitat peut faciliter le recrutement d'invertébrés marins (Norkko and Bonsdorff, 1996; Raffaelli et al., 1998; Cardoso et al., 2004). Ce bénéfice peut être mis en relation avec l'augmentation de la capacité de refuge du milieu et de ce fait du taux de survie de certaines espèces de la macrofaune benthique (Wilson et al., 1990; Orr et al., 2014).

Cependant, en présence de fortes biomasses macroalgales et/ou pendant de longues périodes de proliférations, l'effet des mattes de macroalgues sur ces communautés devient négatif (Soulsby et al., 1982; Hull, 1987; Everett, 1994; Norkko and Bonsdorff, 1996; Norkko et al., 2000; Cardoso et al., 2004). Les perturbations de l'habitat ont une incidence variable sur les organismes, en lien avec leur capacité à s'échapper ou à tolérer des perturbations environnementales (Sagasti et al., 2001; MacKenzie, 2005; Riedel et al., 2012). Les perturbations physiques sont les premières à se manifester et se caractérisent par la diminution de l'abondance de certaines espèces, et notamment de l'endofaune (Rafaelli et al., 1998), et par la modification de la composition des communautés benthiques (Hull, 1987; Pihl et al., 2005; Andersen et al., 2005; Jones et Pinn, 2006; Arroyo et al., 2013; Green et al., 2014; Quillien et al., 2015, 2016). La diminution de l'endofaune s'accompagne en effet d'un shift vers l'épifaune benthique (Rafaelli et al., 1998 ; Thomsen et Wernberg, 2015) et d'une modification des réseaux trophiques (Pranovi et al., 2008). Des densités d'algues importantes perturbent l'installation des larves (Ólafsson, 1988; Bonsdorff, 1992; Bolam et al., 2000), autant que les phases sédentarisées. Lorsque les marées vertes s'intensifient, la forte variabilité du taux de saturation et le déficit d'oxygène (Petersen and Pihl, 1995; Olafsson et al., 2013), ainsi que la toxicité induite par les marées vertes (Johnson and Welsh, 1985; Engström-Öst and Isaksson, 2006), génèrent une forte diminution additionnelle de la croissance et de la survie des organismes qui conduit à une forte variabilité de l'abondance de la faune, jusqu'à un basculement des communautés benthiques (Cummins et al., 2004 ; Bérézina et al., 2008). Green et al. (2014) ont établi qu'une biomasse d'*Ulva* spp. supérieure à 110 g /m<sup>2</sup> (poids sec) sur un substrat meuble (sable ou vase) induisait une perte des groupes fonctionnels clés d'invertébrés benthiques. Un changement de dominance des différents groupes fonctionnels benthiques a d'ailleurs été mis en évidence par Norkko and Bonsdorff (1996) avec la communauté de détritivores de surface laissant place à la communauté de détritivores enfouis lorsque les algues sont présentes (Figure 5.71).

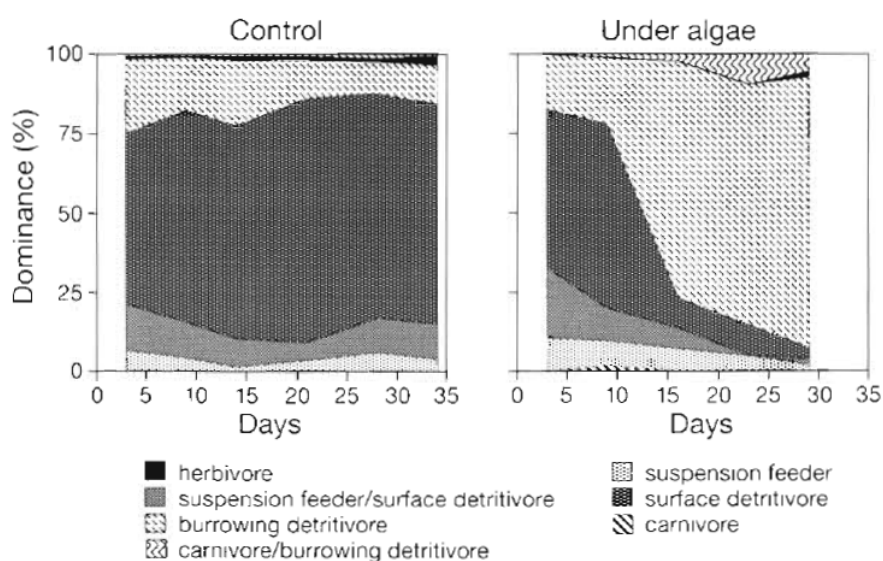


Figure 5.71 : Illustration des changements de communautés benthiques lorsque les algues sont présentes. Norkko and Bonsdorff (1996).

Une perte de densité et de diversité du compartiment macrobenthique est également reportée par Carvalho et al. (2011). En milieu vaseux, Auffrey et al. (2004) a montré que la profondeur d'enfouissement du bivalve *Mya arenaria* (mye commune) diminuait lorsque le sédiment était recouvert d'algues. La présence d'algue ayant pour conséquence une diminution de l'oxygène contenu dans le sédiment, les bivalves sont contraints de remonter, les exposant davantage à la prédation. Sur sédiment vaseux, l'anoxie du sédiment chargé en sulfures élimine une grande partie du meiobenthos présent (Neira and Rackemann, 1996).

Sur les estrans rocheux, c'est le recrutement de *Fucus vesiculosus* qui est impacté par l'eutrophisation, notamment à cause des concentrations en nitrates. De fortes concentrations (21 µM) conduisent à une mortalité de 50 % des plantules (Bergstrom et al., 2003). Par ailleurs, la sédimentation de matière organique augmentant avec l'eutrophisation, cette sédimentation a un effet limitant sur la colonisation de substrat par *Fucus vesiculosus* (Eriksson and Johansson, 2003). Sur le long terme, l'une des conséquences est la diminution des surfaces couvertes par *Fucus vesiculosus* (notamment la diminution de la profondeur d'extension) et l'augmentation de la présence des algues opportunistes (Alestra and Schiel, 2014; Eriksson et al., 2002). Sur des communautés bien établies d'espèces algales pérennes, la seule augmentation de nutriment n'a toutefois pas un effet immédiat (Alestra and Schiel, 2015). Elle doit être combinée à la disponibilité du substrat pour que les algues opportunistes bouleversent la structure de la communauté algale (Bokn et al., 2003; Bokn et al., 2002b; Eriksson et al., 2007). Une communauté d'algues pérennes bien établie peut réduire de 90 % les effets de l'augmentation des nutriments par rapport à un substrat nu (Eriksson et al., 2007).

### Conséquences halieutiques

Parmi les services écosystémiques assurés par les écosystèmes susceptibles d'être impactés par les marées vertes, il faut noter le rôle primordial joué par les habitats côtiers et estuariens pour le renouvellement des ressources halieutiques. Ainsi, par exemple, les trois quarts des captures des pêches commerciales en Atlantique Nord proviennent d'espèces dépendantes de ces milieux pour au moins une phase de leur cycle de vie (Seitz et al., 2014) ; on retrouve un ratio de même ordre pour les autres secteurs où ce type d'estimation a été réalisé. Au regard de leur extension spatiale limitée, ces milieux jouent donc un rôle primordial pour le renouvellement de nombreuses ressources marines exploitées dont la distribution peut être bien plus large (Beck et al., 2001). Malgré l'enjeu fort qui résulte de cette dépendance, l'impact des marées vertes sur les fonctionnalités halieutiques de ces milieux a fait l'objet de peu de travaux de recherches (Lyons et al., 2014), avec cependant des résultats notables (Bonsdorff et al., 2002 ; Jokinen et al., 2016) :

A de faibles densités, les marées vertes n'affectent pas les communautés ichthyologiques et peuvent même avoir des effets positifs en complexifiant l'habitat (Adams et al., 2005 ; Andrades et al., 2014) et en favorisant la protection des larves (Engstrom-Ost et al., 2007). En revanche, à des densités plus importantes, ces proliférations entraînent des réponses physiologiques et comportementales des poissons avec une réduction de la prise de nourriture (Aarnio et Mattila, 2000 ; Wennhage, 2002 ; Nordstrom et Booth, 2007), de la croissance (Sogard, 1992) et des réserves énergétiques (De Raedemaeker et al., 2012). La composition de l'ichtyofaune s'en trouve affectée avec une diminution progressive des densités de poissons (Howell, 1999 ; Schein et al., 2012), qui va jusqu'à leur disparition locale pour des proliférations algales fortes et/ou prolongées (Le Luherne et al., 2016). Cet impact est modulé en fonction du mode de vie des poissons (Whitfield, 1986), ces réponses étant observables à partir d'intensités différentes de proliférations algales, avec un gradient décroissant de sensibilité des espèces benthiques aux espèces démersales et pélagiques (Le Luherne et al., 2016). Il faut noter que les espèces fréquentant les secteurs intertidaux aux stades juvéniles mais ayant ensuite une distribution plus large, comme beaucoup de ressources halieutiques, sont particulièrement affectées, ce qui laisse supposer des conséquences à large échelle. Ainsi en Baltique, le recrutement de la plie est fortement affecté par les proliférations d'algues sur leurs secteurs de nourriceries (Pihl et al., 2005 ; Wennhage et Pihl, 2007 ; Jokinen et al., 2016).

Les juvéniles de morue montrent une préférence pour les milieux dans lesquels une végétation marine est présente. Parmi le fucus, les zostères et les algues vertes filamenteuses (*Cladophora* sp.), seul le fucus constitue le refuge des juvéniles passée une certaine taille. En effet, les algues vertes filamenteuses constituent une masse difficilement pénétrable par les poissons. Une augmentation de la quantité de *Cladophora* du fait de l'eutrophisation pourrait donc réduire la disponibilité des habitats refuges et nourriciers des morues (Borg et al., 1997).

Une étude menée sur les larves de brochets montre que l'anoxie provoquée la nuit par les macroalgues (*Pylaiella littoralis*) et l'excrétion d'exsudats n'induisent pas de mortalité des larves de brochets. L'anoxie perturbe toutefois leur comportement de prédation, le nombre d'attaque diminuant. L'eutrophisation peut donc avoir un impact sur leur croissance (Engstrom-Ost and Isaksson, 2006) et induire la disparition de grands poissons prédateurs. Les conséquences d'une telle disparition ont été appréhendées par Eriksson et al. (2009). Ils ont montré que la diminution des grands poissons prédateurs induisait l'augmentation des petits poissons prédateurs qui diminuait le nombre de gastéropodes brouteurs d'algues participant ainsi au développement des blooms d'algues opportunistes.

#### Autres conséquences des « marées vertes »

Le développement des macroalgues filamenteuses a également un effet négatif sur les herbiers, (qu'ils soient mono- ou pluri-spécifiques), notamment dû à l'ombrage induit (Gustafsson and Bostrom, 2014) (Figure 5.72). La survie des zostères est dépendante des apports azotés qui doivent rester faibles (< à 30 kg N ha an) (Hauxwell et al., 2003). McSkimming et al. (2015) ont toutefois montré que les brouteurs pouvaient contrer les effets d'une eutrophisation faible à moyenne en broutant la surproduction d'épiphytes se développant sur *Posidonia angustifolia*. Au-delà du fait que l'eutrophisation induit le développement d'épiphytes sur les herbiers (Mvungi and Mamboya, 2012), les travaux de Worm and Sommer (2000) montre un effet différent sur les épiphytes en fonction du rythme d'apport des nutriments. Durant une expérimentation de 25 jours, l'apport des nutriments a été fait d'une part 5 fois durant 1 h aux jours 2, 7, 12, 17 et 22 de l'expérimentation, et d'autre part durant 5 h au jour 12 de l'expérimentation. Le premier traitement n'a eu aucun effet significatif tandis que la biomasse d'épiphyte a augmenté avec le deuxième traitement. La durée d'exposition aux nutriments semble être un paramètre clé en regard de la fréquence des expositions aux nutriments.



Figure 5.72 : Illustration d'un herbier de zostères recouvert par *Chaetomorpha* d'après McGlathery (2001)

La figure d'Ostman et al. (2016) (Figure 5.73) récapitule l'ensemble des interactions présentées précédemment entre les différents niveaux trophiques, induit par l'eutrophisation.



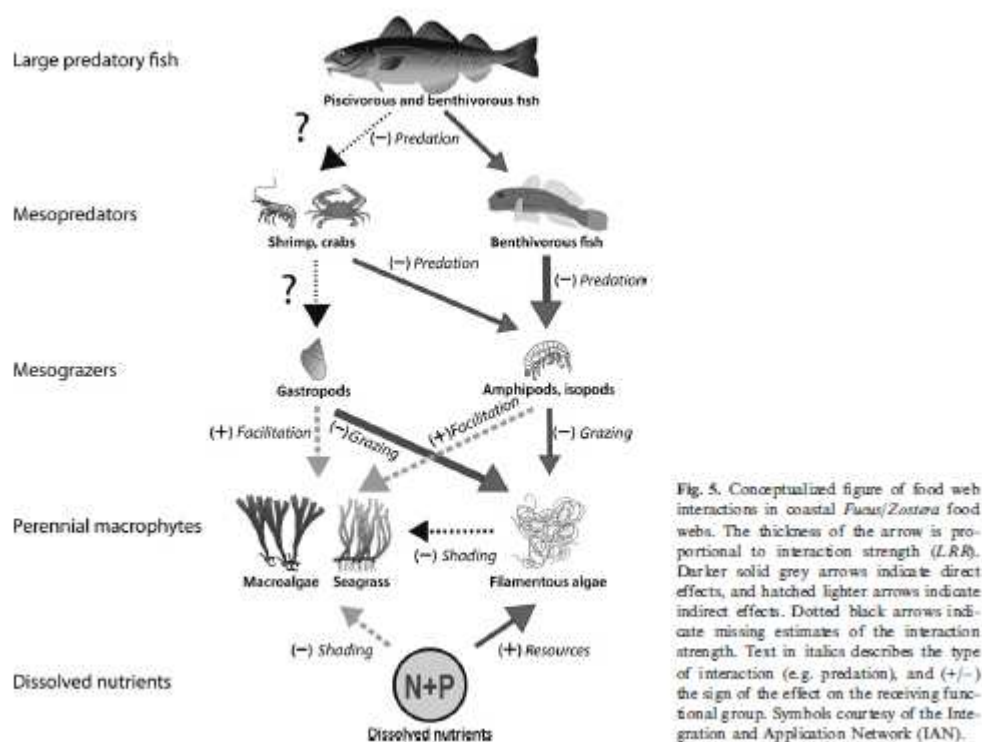


Fig. 5. Conceptualized figure of food web interactions in coastal *Fucus/Zostera* food webs. The thickness of the arrow is proportional to interaction strength (LRA). Darker solid grey arrows indicate direct effects, and hatched lighter arrows indicate indirect effects. Dotted black arrows indicate missing estimates of the interaction strength. Text in italics describes the type of interaction (e.g. predation), and (+/-) the sign of the effect on the receiving functional group. Symbols courtesy of the Integration and Application Network (IAN).

Figure 5.73 : Représentation de l'impact de l'eutrophisation sur le réseau trophique (d'après Ostman et al. (2016))

Sur le schorre, même si la dégradation des algues apporte de l'azote qui pourrait accroître la croissance de la végétation, l'étouffement et la rupture des tiges provoqués par les amas d'algues ont un impact négatif (Newton and Thornber, 2013).

Au-delà des impacts sur les écosystèmes, les phénomènes de blooms macroalgues ont également un impact économique notamment à travers le coût de nettoyage des plages et la diminution de la fréquentation touristique. Le risque sanitaire pour les populations humaines et animales est également présent lorsque les algues se décomposent en anaérobiose entraînant la production d'hydrogène sulfuré (Reiffenstein et al., 1992). L'ensemble de ces relations entre environnement et prolifération algale est résumé dans un schéma proposé par Morand and Briand (1996) (Figure 5.74).

Il faut noter que les caractéristiques hydrodynamiques des milieux modulent la résilience à ces processus. Des secteurs confinés avec un faible hydrodynamisme résiduel (*i.e.* après la suppression de l'effet cyclique de la marée) sont plus sensibles aux proliférations de macroalgues vertes (Perrot et al., 2014) et à leurs conséquences pour la faune benthique (Hansen et al., 2008).

Toutefois, les macroalgues vertes peuvent constituer une source de nourriture pour l'avifaune en milieu intertidal (Ponsero et Le Mao, 2011).

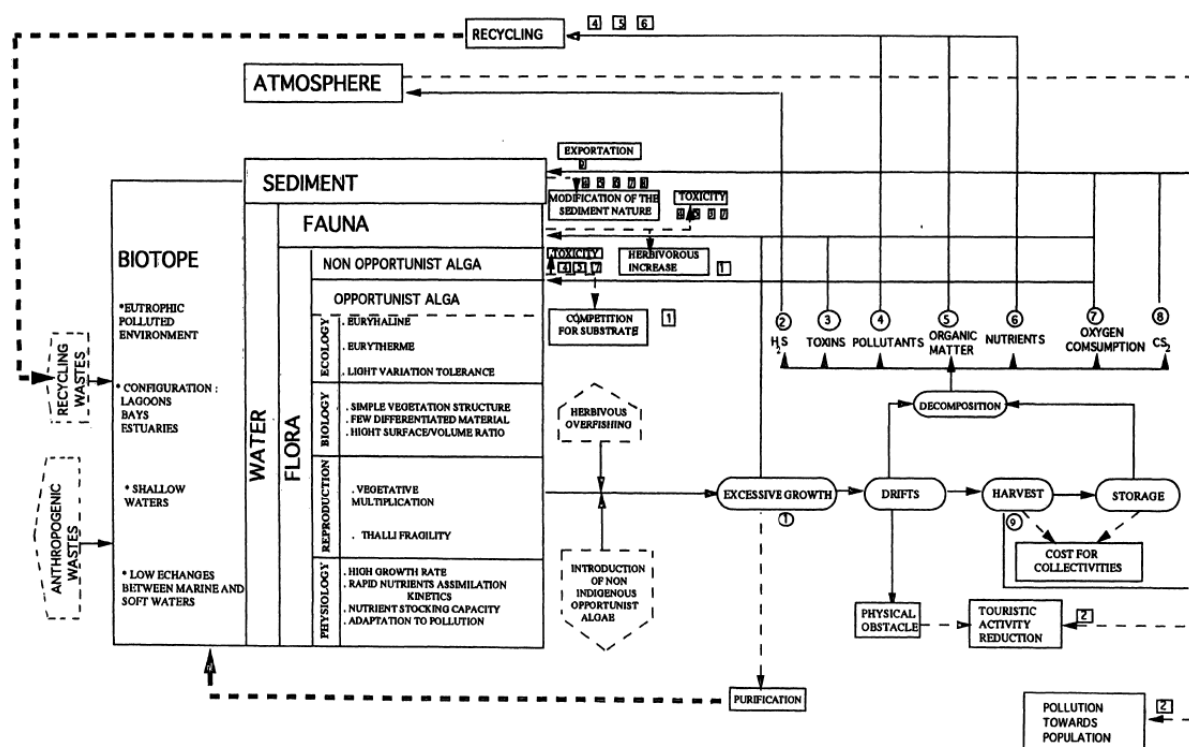


Figure 5.74 : Représentation schématique des relations entre l'environnement et la prolifération d'algues vertes (d'après Morand and Briand (1996)). Encadrés avec lignes pointillées : causes des proliférations ; encadrés à angles arrondis : phases et actions opérationnelles liées à la prolifération ; encadrés rectangulaires : conséquences ; flèches : connections ; cercles et carrés avec le même chiffre : relations de cause et d'effet

#### 5.7.2.3.4. Suivi de la reconquête de la qualité d'eau

Les algues opportunistes sont actuellement considérées dans la Directive Cadre sur l'Eau n° 2000/60/CE du 23/10/00. Elles constituent un sous-élément de qualité biologique permettant d'évaluer la qualité écologique des masses d'eau en relation avec la pression d'eutrophisation. Par ailleurs, un suivi régulier des contenus internes en azote et en phosphore est effectué sur la façade Manche-Atlantique par le CEVA dans le cadre de trois Réseaux de Contrôle Opérationnel. Ce suivi permet d'une part de déterminer si la croissance algale est limitée par l'azote et/ou le phosphore et permet d'autre part de détecter des changements avant même que ceux-ci soient perceptibles dans les surfaces ou biomasses échouées. L'interprétation des quotas internes en azote et en phosphore repose sur la connaissance des quotas critique (quota à partir duquel la croissance n'est plus à son maximum) et de subsistance (quota à partir duquel la croissance de l'algue s'arrête) (Dion et al., 1996b).

Dans le cadre d'une reconquête avérée de la qualité d'eau, les effets sur l'écosystème seraient multiples. Suite à un cas réel de reconquête de la qualité d'eau des eaux côtières danoises entre 1990 et 2013 (Figure 5.75), Riemann et al. (2016) ont identifié trois mécanismes expliquant les effets de l'amélioration de la qualité de l'eau sur l'ensemble de l'écosystème (Figure 5.76).



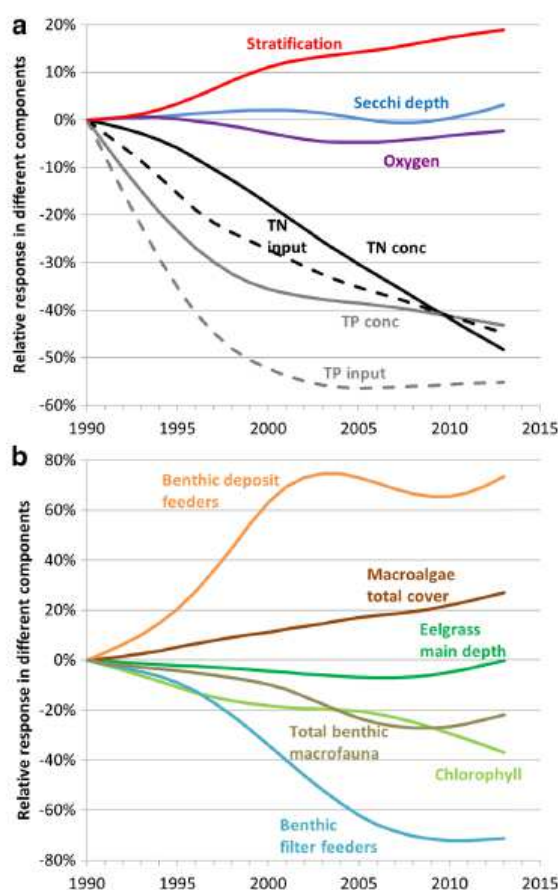


Fig. 9 Relative responses of a physical and chemical conditions and b biological components in Danish coastal waters (1990–2013). Curves are derived from the smooth GAM (General Additive Model) trends applied to the annual means in Figs. 2–8 using 1990 as reference for all components

Figure 5.75 : Représentation de l'évolution des paramètres physico-chimiques (a) et des paramètres biologiques (b) entre 1990 et 2013 dans les eaux côtières danoises. Source : Riemann et al. (2016).

La première voie de reconquête passe par la diminution des intrants qui influencent directement la concentration en azote et en phosphore dans l'eau. Le second mécanisme identifié illustre l'effet combiné des réductions de nutriments et de l'augmentation de la stratification. Les concentrations en chlorophylle *a* ont diminué en lien avec la réduction des nutriments mais pas aussi drastiquement qu'attendu du fait de l'augmentation de la stratification dans le même temps. Cette stratification a eu comme conséquence une diminution des organismes filtreurs à l'avantage des détritivores. Le troisième mécanisme participant au retour de l'écosystème à un état proche de l'état initial est la diminution de la turbidité induisant une extension des herbiers et des macroalgues pérennes.

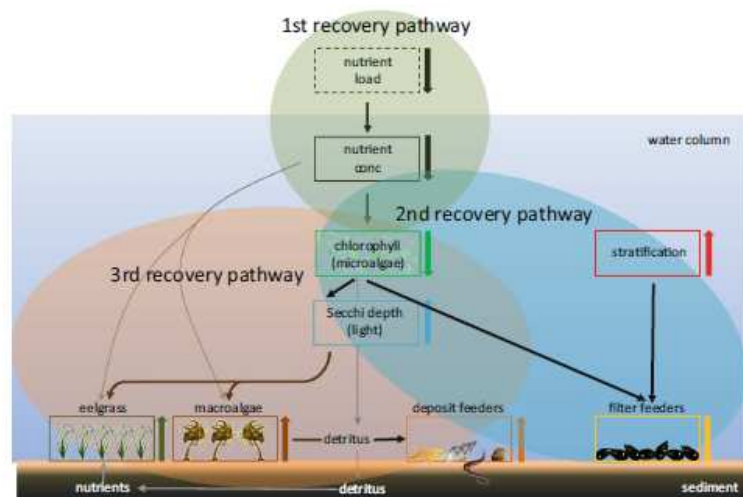


Fig. 10 Simplified sketch showing the interpretation of how reduced nutrient loads to the marine environment affect the measured parameters shown as boxes (same colors used as in Fig. 9a, b). Primary processes and functions shown as black thick arrows between boxes and additional key couplings are shown by gray thin arrows. Chemical/physical parameters comprise nutrient load to the water body (stipulated black box), water column nutrient concentrations (black box), and the Secchi depth (i.e., light penetration; blue box). Biological parameters

comprise chlorophyll (i.e., microalgae; green box), eelgrass (olive box), macroalgae (brown box), deposit feeders (orange box), and filter feeders (yellow box). Downward and upward solid arrows show decreasing and increasing values, respectively, resulting from the reduced nutrient load. Water column stratification (red box), uncoupled from nutrient load has increased during the reporting period as a result of lesser wind and higher water temperatures

Figure 5.76 : Représentation des trois voies de restauration du milieu identifiées après analyse des données acquises entre 1990 et 2013. Riemann et al. (2016).

Le travail de Riemann et al. (2016) permet d'envisager de façon plus concrète les effets de la reconquête de la qualité d'eau. En revanche, les effets du changement climatique pourraient restreindre les effets des mesures de reconquête de qualité d'eau si celles-ci n'étaient pas rapidement mises en œuvre tel que le suggère Gao et al. (2017).

#### 5.7.2.3.5. Les phanérogames

Les environnements marins essentiellement sableux ou vaseux comme les baies, les estuaires et les lagunes sont souvent dominés par les phanérogames marines (zostères, posidonies, cymodocées) qui ont un rôle de premier plan dans le bon fonctionnement de ces écosystèmes. Lorsqu'elles sont abondantes, ces phanérogames benthiques forment de véritables prairies sous-marines (communément nommées « herbiers ») qui structurent le milieu. Ces habitats complexes induisent une forte diversité de la faune et de la flore associées et offrent un abri et une source de nourriture à une multitude d'animaux juvéniles, adultes, de passage ou résidents. Ces espèces ont développé de faibles besoins en azote *de novo* pour leur croissance du fait de leur capacité à transloquer cet élément des tissus âgés vers les tissus jeunes (Lepoint et al., 2002 ; Gobert et al., 2002). De plus, en puisant les ressources nutritives dans le milieu ambiant via leur feuille mais aussi dans les sédiments grâce à leurs racines, ces rhizophytes sont bien adaptées aux conditions oligotrophes (Burkholder et al., 1994 ; Sand-Jensen et Borum, 1991 ; Hemminga, 1998). Dans les milieux lagunaires méditerranéens pauvres en nutriments, de larges prairies de *Posidonia oceanica* peuvent être observé et depuis 1984 un réseau de surveillance posidonies (RSP) a été créé afin de suivre sur le long terme l'évolution de ces populations d'herbiers. De même, sur les côtes françaises de la façade Manche-Atlantique, deux espèces de zostères (*Zostera marina* et *Zostera noltii*) font l'objet d'un suivi régulier en tant que descripteur de l'état de santé des milieux côtiers et lagunaires de substrats meubles dans le cadre de la DCE (CE, 2008). Cette évaluation est généralement basée sur l'extension spatiale des herbiers, leur abondance et leur composition taxinomique (disparition ou non d'espèces) qui vont être le reflet d'un changement d'état du milieu (CE, 2008). Par exemple, une régression voire une disparition des herbiers observée sur de nombreux sites côtiers semble la conséquence directe ou indirecte de l'eutrophisation (Hauxwell et al., 2001 ; Short et al., 1995 ; Thomson et al., 2012 ; Valiela et al., 1997 ; Burkholder et al., 2007 ; Walker et

McComb, 1992 ; Laugier et al. 2006 ; Schramm, 1999 ; Viaroli et al., 2008). En effet, le phytoplancton, les algues épiphytes et les macroalgues libres ont des capacités d'absorption en nutriments souvent plus élevées que celles des herbiers (Iizumi et Hattori 1982 ; Pedersen et Borum 1996, 1997 ; Pedersen et al., 2010), elles vont ainsi être plus compétitives en conditions eutrophes. Ces proliférations du phytoplancton et des algues épiphytes réduisent l'accès de la lumière aux feuilles d'angiosperme et limitent les échanges de nutriments entre la feuille et le milieu ambiant. Une comparaison entre un jeu de données historique et récent de l'extension en profondeur d'herbiers en mer Baltique a montré que de 1900 à 1990 une réduction de 50% de la profondeur limite a été constatée pour atteindre 2 à 3 m dans les estuaires et 4 à 5 m dans les milieux ouverts (HELCOM, 2009). Les travaux de Burkholder et al. (2007), montrent que le mécanisme le plus courant impliqué dans la régression de ces populations est bien l'ombrage dû à la densité algale du milieu, mais que des effets physiologiques directs peuvent également intervenir telles que la toxicité de l'ammonium et l'inhibition de l'absorption du nitrate à cause de la limitation en carbone. Le tableau 5.5 présente ainsi les réponses de différentes espèces d'herbiers face à un enrichissement en nutriment. Par ailleurs, la remise en suspension suite à la régression des herbiers qui ont un rôle de rétention sédimentaire, la désoxygénation des fonds marins, la limitation des échanges avec le milieu ambiant en raison de la prolifération d'algues épiphytes sur la feuille, la compétition pour le carbone inorganique dissous avec le phytoplancton et les algues annuelles ou l'augmentation des concentrations en hydrogène sulfuré sont autant d'effets indirects de l'eutrophisation qui vont accélérer la disparition des angiospermes (Burkholder et al., 2007 ; Hauxwell et al., 2001, 2003 ; Holmer et Nielsen, 2007 ; Liu et al., 2005 ; Mvungi et al., 2012 ; Ramusen et al., 2012). Cebrian et al. (2014) ont notamment montré que les brouteurs pouvaient exercer une pression non négligeable sur les algues épiphytes atténuant par conséquent l'impact négatif de ces dernières sur les herbiers lors d'un enrichissement en nutriments du milieu.

Tableau 5.5 : Aperçu des réponses des herbiers marins dû à l'enrichissement en nutriment et/ou à l'eutrophisation. Burkholder et al., 2007.

Species	Response	Mechanism	Nutrient(s)	Source
<i>Temperate</i>				
<i>Posidonia oceanica</i> L.	Die-off	Nutrient loading, turbidity	Water-column $N_i + P_i$	Cambridge and McComb (1984), Cambridge et al. (1986), Silberstein et al. (1986).
<i>Posidonia sinuosa</i> Cambridge et Kuo	Increased growth	N + P co-limitation	Sediment $N_i + P_i$	Alcoverro et al. (1997).
	Die-off	Shading by epiphytes	Water-column $N_i$	Pergent-Martini (1992)
	Die-off	Nutrient loading, turbidity, other human disturbance	Water-column $N + P_i$	Cambridge and McComb (1984), Cambridge et al. (1986), Silberstein et al. (1986)
<i>Ruppia drepanensis</i> Tineo ex Guss.	Die-off	$NH_4^+$ inhibition	Sediment $N_i$	Santamaria et al. (1994)
<i>Ruppia maritima</i> L.	Increased growth	N limitation	Water-column $NO_3^-$	Burkholder et al. (1994)
<i>R. maritima</i>	Die-off	Competition ( <i>Zostera marina</i> ); shading by epiphytes	Sediment $N_i + P_i$ Water-column $N_i + P_i$	Orth (1977) Twilley et al. (1985)
	Increased growth	P limitation	Water-column $P_i$	Harlin and Thome-Miller (1981)
<i>R. maritima</i>	No effect	–	Water-column $NO_3^-$	Harlin and Thome-Miller (1981)
<i>Zostera capricorni</i> Ascherson <sup>a</sup>	Increased growth	N + P co-limitation ( $N_i$ alone — no effect)	Sediment $N_i + P_i$	Udy and Demison (1997a)
<i>Z. marina</i> L.	Increased growth	N limitation	Sediment $N_i + P_i$	Orth (1977), Pedersen and Bonum (1993), Peralta et al. (2003)
	Increased growth	N limitation	Sediment $N_i$	Kenworthy and Fonseca (1992), van Lent et al. (1995)
	Increased productivity	N limitation?	Sediment $N_i + P_i$	Wear et al. (1999)
	Decreased growth	$NO_3^-$ inhibition	Sediment $NO_3^-$ (>20 mM)	Peralta et al. (2003)
	Increased growth	N limitation	Water-column $NH_4^+$	Harlin and Thome-Miller (1981) <sup>b</sup>
	Increased growth	N limitation (spring)	Sediment $NH_4^+$	Williams and Ruckelshaus (1993)
	No effect (epiphytes N-limited but controlled by grazers)	–	Water-column $NH_4^+$	Williams and Ruckelshaus (1993)
	Die-off or no effect	$NO_3^-$ inhibition	Water-column $NO_3^-$	Harlin and Thome-Miller (1981)
	Increased growth	P limitation	Sediment $P_i$	Murray et al. (1992)
	No effect	–	Sediment $NH_4^+$	Murray et al. (1992)
	No effect	–	Water-column $P_i$	Taylor et al. (1995)
	Decreased growth	Algal overgrowth, shading	Water-column $NO_3^-$ , or $P_i + NO_3^-$ or $NH_4^+$	Taylor et al. (1999)
	No effect	–	Water-column $P_i$	Taylor et al. (1999)
	Increased growth	P limitation	Water-column $P_i$	Harlin and Thome-Miller (1981)
	Die-off	$NO_3^-$ inhibition	Water-column $NO_3^-$	Burkholder et al. (1992, 1994), Touchette and Burkholder (2001, 2002), Touchette et al. (2003), Touchette and Burkholder (2007-this volume)
	Die-off	$NH_4^+$ toxicity	Water-column $NH_4^+ + NO_3^-$	van Katwijk et al. (1997)
	Decreased growth	Algal overgrowth, shading	Water-column $N_i + P_i$	Neckles et al. (1993), Moore and Wetzel (2000)
	Decreased growth	Algal overgrowth, shading	Water-column $NH_4^+ + P_i$	Short et al. (1995)
	Die-off	Algal overgrowth, shading	Groundwater $N_i$	Short and Burdick (1996)
	Die-off	Algal overgrowth, shading	Groundwater $N_i + P_i$	Short et al. (2006)
	Die-off	Algal overgrowth, shading	N loading	Hauxwell et al. (2003)
	Increased growth	N limitation	Sediment $N_i$	van Lent et al. (1995)
	Increased growth	N limitation	Water-column $N_i + P_i$	De Casabianca et al. (1997)



Tableau 5.5 : Suite.

Species	Response	Mechanism	Nutrient(s)	Source
<i>Z. marina</i> , <i>Zostera noltii</i> Homemann	Die-off	Algal overgrowth	Water-column N + Pi	De Casabianca et al. (1997)
<i>Zostera tasmanica</i>	Increased growth	N limitation	Sediment $\text{NH}_4^+$ + P <sub>i</sub>	Bulthuis and Woelkerling (1981)
Martens ex Ascherson (as <i>Heterozostera tasmanica</i> ) <sup>a</sup>	Increased growth	N limitation	Sediment N <sub>i</sub> (P <sub>i</sub> — no effect)	Bulthuis et al. (1992)
<i>Tropical/subtropical</i>				
<i>Cymodocea aequorea</i> König (as <i>Cymodocea nodosa</i> ) <sup>c</sup>	Increased growth	P limitation	P <sub>i</sub>	Pérez et al. (1991), Pérez and Romero (1993, 1994)
	No effect	—	Sediment N <sub>o</sub> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + P <sub>i</sub>	Ceccherelli and Cinelli (1997)
<i>C. aequorea</i> (as <i>C. nodosa</i> ) <sup>c</sup>	Decreased growth	Algal competition	Sediment N <sub>o</sub> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + P <sub>i</sub>	Ceccherelli and Cinelli (1997)
<i>Cymodocea rotundata</i> Ehrenberg et Hemprich ex Ascherson	Increased growth	N limitation	Sediment N <sub>i</sub> + N <sub>o</sub> + P <sub>i</sub>	Agawin et al. (1996)
<i>Cymodocea serrulata</i> (R. Brown) Ascherson et Magnu	No effect	—	Sediment N <sub>i</sub> or N <sub>i</sub> + P <sub>i</sub>	Udy and Dennison (1997a)
<i>Diplanthera tridentata</i> Steinheil (as <i>Halodule uninervis</i> ) <sup>c</sup>	Increased growth	N limitation	Sediment N <sub>i</sub> or N <sub>i</sub> + P <sub>i</sub>	Udy and Dennison (1997a), Udy et al. (1999)
<i>Enhalus koenigi</i> Rich. (as <i>Enhalus acoroides</i> ) <sup>c</sup>	Increased growth	N or P limitation	Sediment N <sub>i</sub> + N <sub>o</sub> + P <sub>i</sub>	Agawin et al. (1996)
	Increased growth	N limitation	Sediment N <sub>i</sub> + N <sub>o</sub> + P <sub>i</sub>	Terrados et al. (1999)
<i>Halodule wrightii</i> Ascherson	Increased growth	N + P limitation	Sediment (guano) N + P <sub>i</sub>	Powell et al. (1989)
	Increased growth	N limitation	Water-column NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Burkholder et al. (1994)
	No effect	—	Sediment N <sub>i</sub>	Kenworthy and Fonseca (1992)
<i>Syringodium filiforme</i> Kützinger	Increased growth	N limitation	N (assumed, sediment)	Ferdie and Fourqurean (2004)
		P limitation	Sediment P <sub>i</sub> + N <sub>o</sub>	Short et al. (1990)
<i>Syringodium isoetifolium</i> (Ascherson) Dandy	Increased growth	N limitation	Sediment NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> or sediment N <sub>i</sub> + P <sub>i</sub>	Udy et al. (1999)
<i>Thalassia hemprichii</i> (Ehrenberg) Ascherson	No effect	—	Sediment N <sub>o</sub> + P <sub>i</sub>	Ertmeijer et al. (1994)
<i>Thalassia testudinum</i> Banks ex König	Increased growth	P limitation	Sediment N <sub>i</sub> + N <sub>o</sub> + P <sub>i</sub>	Agawin et al. (1996)
	Increased growth	N + P co-limitation	Sediment (guano) N + P <sub>i</sub>	Powell et al. (1989)
	Increased growth	P limitation	Water-column P <sub>i</sub>	Gallegos et al. (1993)
	Increased growth	N limitation (P — no effect)	Sediment N <sub>o</sub> offshore	Ferdie and Forqurean (2004)
	Increased growth	N + P co-limitation	Sediment N <sub>i</sub> + P <sub>i</sub> nearshore	Ferdie and Forqurean (2004)
	Increased growth	N + P co-limitation (years 1–2)	Bird guano	Fourqurean et al. (1995)
	Die-off (years 3–8)	Replaced by <i>H. wrightii</i>	Bird guano	Fourqurean et al. (1995)
	Decreased abundance	Algal overgrowth/shading, herbivory of N-enriched plants	Sediment NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + P <sub>i</sub>	McGlathery (1995)
	Die-off	Algal overgrowth, shading	Water-column N <sub>i</sub> + P <sub>i</sub>	Tomasko and Lapointe (1991)
	Die-off	Light attenuation	Water-column N	Tomasko et al. (1996)
	Die-off	Algal overgrowth/shading	Water-column NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Lapointe et al. (2002)

Les données incluent les espèces d'herbiers des milieux tempérés et tropical/sub-tropical, la croissance et/ou les réactions de survie, les mécanismes possibles impliqués dans la réponse, les nutriments impliqués et les sources. A noter que Ni indique l'ajout de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et d'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) ; Pi=phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) ; No = urée, sauf indications contraire.

a revue taxonomique de Moore et Short (2006)

b à noter que Zimmerman et al. (1987), à travers des analyses statistiques sur les données de Harlin et Thorne-Millers (1981), n'ont pas trouvé d'effet positif significatif de l'enrichissement en N sur la croissance, la densité et la biomasse des plantes.

c Voir den Hartog et Kuo (2006).

#### 5.7.2.3.6. Les récifs coralliens

Dans les systèmes oligotrophes, la relation symbiotique qui s'est progressivement installée entre les coraux et les zooxanthelles leur a permis de prospérer dans ces milieux très pauvres en nutriments. Au cours de la dernière décennie, les récifs coralliens ont été exposés à un certain nombre de perturbations telles que le changement climatique global, les pollutions marines et la surexploitation, à cela s'ajoute

une eutrophisation littorale qui participe également à la dégradation des structures coralliennes. Le stress induit par les apports en éléments nutritifs sur les récifs coralliens peut agir sur les taux de recrutements et de mortalités des coraux (Kline et al., 2006), les interactions trophiques (Lapointe, 1997 ; Fabricius et al., 2005) et la biodiversité de ces systèmes (Van Woessik et al., 1999). Un apport important de nutriments va également avoir un effet délétère sur les récifs en favorisant par exemple la croissance du phytoplancton (dont la forte densité va diminuer la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau) et des macroalgues qui seront une nouvelle menace pour les coraux du fait de la compétition spatiale. Des proliférations excessives de macroalgues souvent en lien avec l'enrichissement nutritif des eaux ont été fréquemment observées en milieu récifal (Aronson and Precht 2000 ; Done, 1992 ; Lapointe, 1997 ; Lapointe et al., 2005a ; Lapointe et al., 2005b ; Lapointe et Bedford, 2011 ; McCook et al., 2001 ; Stimson et Conklin, 2008). Ces efflorescences de macroalgues impliquent principalement les espèces suivantes : *Acanthophora spicifera*, *Caulerpa* spp., *Chaetomorpha linum*, *Cladophora prolifera*, *Cladophoropsis* sp., *Codium isthmocladum*, *Dictyosphaeria cavernosa*, *Dictyota* spp., *Gracilaria* sp., *Hypnea musciformis*, *Lobophora variegata*, *Sargassum* spp., *Turbinaria ornata*, *Ulva* spp. (Lapointe, 1997 ; Lapointe, 1999 ; Lapointe et al., 2005a,b). Au cours des 30 dernières années, certains récifs des Caraïbes ont perdu jusqu'à 50% de leur couverture corallienne (Hurd et al. 2014). Pour beaucoup d'entre eux, l'espace libéré a été précédemment occupé par des algues à thalles dressées et/ou dures, souvent des algues brunes, comme *Padina*, *Dictyota*, *Lobophora*, *Sargassum* et *Turbinaria* (McClanahan et al., 2003, 2004). Ces trois dernières algues brunes, caractéristiques des récifs coralliens, sont d'ailleurs en général avantagées dans des eaux riches qui présentent des ratio N/P élevés (Lapointe et al., 2005a,b). Par la suite, l'ajout de fertilisants riches en N et P semble avoir favorisé le recouvrement et la colonisation de gazon algal (ou « *turf algal* » en anglais) composé d'algues vertes filamenteuses, telle que *Ulva prolifera*, alors qu'aucun effet n'a été constaté sur les algues brunes et rouges. Par conséquent, l'enrichissement en nutriment ne semble pas être le seul facteur responsable du développement des algues brunes dans plusieurs récifs des Caraïbes. Sur les platiers récifaux de la Réunion, un enrichissement des eaux, lié aux activités anthropiques, a provoqué une augmentation de l'abondance des peuplement algaux (Naïm, 1993 ; Semple, 1997 ; Naïm et al., 2013). Cette expansion des algues sur les espaces récifaux de la Réunion est d'ailleurs suivi dans le cadre de la DCE et a donné lieu au développement d'un bioindicateur d'eutrophisation intégrant les coraux, les algues et les invertébrés (Zubia et al. 2012). A Hawaii, le déversement d'eaux usées riches en nutriments à l'intérieur de la baie de Kaneohe semble avoir affecté les communautés coralliennes de deux façons (Pastorok et Bilyard, 1985 ; Laws, 2000 ; Smith et al. 1981). Premièrement, l'augmentation de la densité phytoplanctonique dans le milieu a restreint la quantité de lumière disponible pour le symbiote photosynthétique vivant dans les coraux durs, provoquant une baisse de la croissance du corail voir même sa mort. Un faible enrichissement des eaux oligotrophes peut notamment créer un déséquilibre dans la relation symbiotique puisque le corail va puiser directement les nutriments dans le milieu externe et va expulser les zooxanthelles qui lui fournissent généralement les ressources (Falkowski et al. 1993). Secondement, les rejets d'eaux usées ont contribué à stimuler la croissance de l'algue bulle dépolie, *Dictyosphaeria cavernosa*, qui en proliférant sur le corail peut parfois entraîner la mort de son substrat. Cette algue, seulement abondante dans la zone impactée par le déversement des eaux usées, est en effet reconnue pour proliférer dans des milieux eutrophes (Stimson & Conklin, 2008 ; Zubia et al. 2012). A la suite d'une dérivation des eaux usées de la baie de Kaneohe à la fin des années 1970, les concentrations en nutriments et les biomasses de *D. cavernosa* ont finalement diminué (Hunter et Evans, 1995).

#### 5.7.2.3.7. Le zoobenthos

Contrairement aux macrophytes, le macrozoobenthos ne va pas être directement impacté par l'enrichissement en nutriment du milieu mais sera plus influencé par les matières organiques et les conséquences de sa dégradation. La réponse du zoobenthos à l'eutrophisation est généralement non

linéaire et peut se résumer en deux temps. Dans les premières phases de l'eutrophisation, la biomasse des organismes benthiques augmente en raison de l'abondance de la ressource, mais à des stades plus avancés, se produit une diminution des biomasses ou un déclin de l'abondance d'organismes benthiques en raison d'une forte sédimentation de matières organiques qui peut étouffer le zoobenthos (Pearson et Rosenberg 1978 ; Diaz et Rosenberg, 2008). Le modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978) met en évidence l'influence de la matière organique sur la composition des communautés benthiques. Il utilise l'évolution de trois paramètres synthétiques, la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse le long d'un gradient de perturbation décroissante de l'effluent vers la mer (Figure 5.77). Au point de rejet des effluents, la vie macrofaunique a disparu, c'est une zone azoïque. En s'éloignant, un pic d'espèces opportunistes (PO) apparaît, caractérisé par un petit nombre d'espèce (souvent des polychètes) dont la biomasse et l'abondance augmentent. Le point écotonal (E) marque le moment où l'abondance et la biomasse baissent tandis que la diversité augmente. Après cet écotone, la richesse spécifique et la biomasse atteignent un deuxième maximum, alors que l'abondance continue à décroître. Cette zone de transition (TR) avant l'état normal non perturbé des peuplements, correspond au processus de biostimulation dû à un apport nutritif élevé mais qui ne provoque pas encore de déficit en oxygène. Ce modèle prédictif purement qualitatif est valable pour un grand nombre de régions côtières dans le monde mais est limité à des environnements géomorphologique caractérisés par des échanges limités entre la couche d'eau de surface et celle du fond et une dominance de sédiments silto-argileux typiques de la sédimentation des bassins (Gray et al., 2002). Par exemple, les filtreurs benthiques bénéficient généralement d'une eutrophisation modérée du fait de l'abondance de leur ressource. Dans la baie de Fundy, Canada, une augmentation de 10% de la couverture des filtreurs a été constatée suite à une augmentation de la charge nutritive du milieu (Worm, 2000). Westerbom (2006) explique néanmoins que l'abondance des populations de moules n'est seulement observable que dans les stades précoces de l'eutrophisation, qui conduit par la suite au déclin des lits de moules et à une perturbation du réseau trophique. Sur des plages sableuses touchées par des marées vertes en Bretagne, Quillien et al. (2015), montrent que l'abondance et la diversité des invertébrés macrozoobenthiques sont plus élevées en comparaison des communautés de la macrofaune vivant sur des plages non impactées. De plus, des réponses spécifiques aux espèces apparaissent puisque les invertébrés herbivores et les invertébrés benthiques suspensivores sont favorisés par la présence des ulves, tandis que les dépositivores de surface et les espèces de grande taille, telles que les bivalves fouisseurs vont être négativement affectés par la présence des marées vertes. Des déséquilibres importants dans les peuplements en invertébrés benthiques sont souvent rencontrés dans des milieux appauvris en oxygène. Dans son étude sur le benthos en condition hypoxique, Levin et al. (2009), expliquent que certains taxons vont présenter des sensibilités à la désoxygénation plus importante (comme les crustacés, et les échinodermes) que des petites espèces d'invertébrés (les annélides, les siponcles, les mollusques et les cnidaires). Or ces phénomènes d'hypoxies induits par l'eutrophisation sont en augmentation dans les eaux côtières du monde entier (Conley et al., 2011 ; Diaz and Rosenberg, 2008).



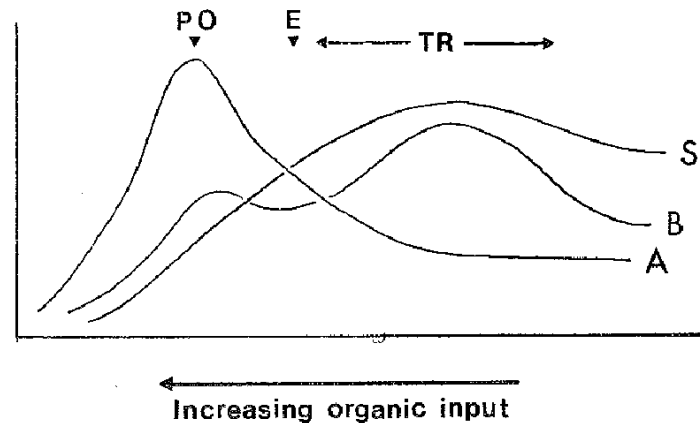


Figure 5.77 : Modèle général SAB de Pearson et Rosenberg (1978) des effets de la matière organique sur les espèces (S), l'abondance (A) et la biomasse (B) de l'endofaune benthique. PO : Pic des opportunistes, E : Ecotone et TR : Zone de transition.

#### 5.7.2.3.8. Impact sur les communautés planctoniques

La réponse générale des écosystèmes pélagiques marins à l'enrichissement en nutriments se caractérise par des changements progressifs avec :

- 1- Une augmentation de la production primaire planctonique en comparaison de la production benthique.
- 2- Une prédominance du réseau trophique microbien au lieu du réseau trophique planctonique « classique » dont les relations trophiques sont basées sur la taille des organismes.
- 3- Un changement de dominance des espèces siliceuses (diatomées) vers les espèces non-siliceuses (flagellés).
- 4- Une dominance du zooplancton gélatineux (méduse) au lieu des crustacés zooplanctoniques.
- 5- L'augmentation de la sédimentation de la matière organique sur le fond
- 6- et la disparition des espèces de niveau trophique supérieur en raison de la forte désoxygénation des eaux de fond, telles que les poissons ou les invertébrés benthiques.

#### Le phytoplancton

Le phytoplancton qui est à la base de nombreux réseaux trophiques marins est composé de groupes taxonomiques distincts de microorganismes eucaryotes et procaryotes photosynthétiques (ex : cyanobactéries, chlorophycées, chrysophycées, diatomées, cryptophycées, dinoflagellés. Le phytoplancton possède un taux de croissance élevé qui est largement contrôlé par les apports en sels nutritifs. Son étude en tant qu'indicateur des modifications des apports nutritifs, permet de suivre l'évolution de la base des écosystèmes. Il est maintenant bien établi que les enrichissements d'origine anthropique des régions côtières entraînent une augmentation de la production et de la biomasse phytoplanctonique (Nielsen et al. 2002 ; Radach et al., 1990; De Jonge et al., 1996; Gowen et al., 2000; Ærtebjerg et al., 2001 ; Conley et al., 2002 ; Andersen et al., 2011 ; Anderson et al., 2002 ; Beman et al., 2005 ; Lohrenz et al. 1997 ; Cloern, 2001). Ainsi, la biomasse, l'abondance et la composition phytoplanctonique sont largement utilisés comme indicateurs d'eutrophisation (Uusitalo et al. 2013), notamment dans le cadre de la DCE (DCE, 2000/60EC) et de la DCSMM Ferreira et al. 2011a, Novoa et al. 2012. La concentration en chlorophylle *a* (pigment universel de la photosynthèse) est ainsi fréquemment utilisée pour estimer la biomasse phytoplanctonique, et donc l'état trophique du milieu (Edwards et al. 2003 ; Helcom, 2009 ; OSPAR, 2010 ; US EPA, 2012 ; Smith et al. 1999). Ces relations entre les apports de sels nutritifs et la dynamique phytoplanctonique peuvent être observées à très court terme ou sur le long terme. Ainsi, il a été montré dans la baie de Chesapeake une corrélation entre

l'augmentation de la biomasse, de l'abondance et de la fréquence de efflorescences phytoplanctoniques et l'augmentation des concentrations en azote (de 150%) sur une période de 50 ans (1940 – 1990) (Hagy et al. 2004 ; Kemp et al. 2005). La prolifération et la composition de la flore phytoplanctonique sont conditionnées comme décrit précédemment par les apports en azote, phosphore, silicium et autres éléments traces. Un déséquilibre au niveau de ces ratios entre les éléments affecte fortement la composition spécifique et la production phytoplanctonique du système (Andren, 1999 ; Philippart et al. 2000 ; Smith et al. 1999 ; Sommer, 1994). En effet, les espèces phytoplanctoniques n'ont pas toutes les mêmes besoins nutritionnels et des changements de la dominance des espèces vont avoir lieu selon ces différents besoins, leurs capacités physiologiques en regard des conditions nutritionnelles du milieu. Certaines espèces vont développer des stratégies leur permettant d'être plus efficaces vis-à-vis de la ressource nutritive. La structure et la composition des communautés phytoplanctoniques dans les écosystèmes marins va ainsi dépendre en grande partie de la compétition interspécifique pour la ressource. Dans les eaux douces, les estuaires, les fjords et les systèmes tropicaux et subtropicaux, le P peut être un élément plus limitant que l'N (Howarth and Marino, 2006; Howarth, 2008) et certaines zones côtières marines peuvent être co-limitées par les deux nutriments (HELCOM, 2009). Cependant, les teneurs des éléments N et P sont fortement influencées par les activités anthropiques. Le silicium qui provient essentiellement de l'érosion des roches, devient souvent l'élément limitant, provoquant un changement au niveau des communautés phytoplanctoniques qui, initialement dominées par les diatomées voient leur proportion en espèces non siliceuses (dinoflagellés et autres flagellés) augmenter (Hallfors et al. 2013). Dans les zones eutrophisées, les espèces flagellées (e.g. cryptophytes, dinophytes) succèdent généralement aux diatomées et aux chrysophycées et on peut également assister à une dominance du nano- et du pico-phytoplancton (algues vertes et cyanobactéries). Certaines de ces espèces, en particulier les dinophytes, sont capables de produire des toxines et sont connues comme étant à l'origine des efflorescences de microalgues nuisibles ou *Harmful algal blooms* (HABs) en anglais (Anderson et al. 2002 (cf. chapitre HAB)). Un grand nombre d'études décrit ces changements de communautés influencés par le sur-enrichissement en sels nutritifs des milieux aquatiques et les dystrophies engendrées (déséquilibre des rapports entre les éléments). L'effet de ces dystrophies a largement été étudié en micro et mésocosmes, et une littérature très abondante décrit ces mécanismes dans de nombreux écosystèmes à l'échelle du globe. (Cloern et Jassby, 2010 ; Haraguchi et al., 2015 ; Maric et al. 2012 ; Olli et al., 2015 ; Smayda, 1990 ; Conley et al., 1993, Domingues et al. 2011, Buzancic et al. 2016). Par exemple, Domingues et al. (2011) ont observé un développement du dinoflagellé *Kryptoperidinium foliaceum* en microcosmes enrichis en nitrate et en absence de Si. En Baltique, dans le golfe de Gdansk l'eutrophisation a induit un changement de dominance entre les espèces phytoplanctoniques à la fin du XX<sup>ème</sup> siècle se traduisant par un remplacement des chrysophytes et des cyanobactéries, par des dinoflagellés et autres flagellés (Wrzolek, 1996). En mer Noire, l'abondance et l'occurrence des blooms phytoplanctoniques a augmenté depuis les années 1970 (Zaitsev, 1992; Kideys, 1994 ; Yunev et al., 2002; Yunev et al., 2005) et la contribution relative des dinoflagellés est passée de 10% à 30% ; en parallèle, le nombre d'eaux rouges et l'abondance de certaines espèces de dinoflagellés nuisibles ont considérablement augmenté (Kideys, 1994). En Méditerranée des proliférations des dinoflagellés *Ostreopsis*, *Prorocentrum*, *Noctiluca*, *Gymnodinium*, *Alexandrium*, *Dinophysis* et *Gonyaulax* ont également été décrits depuis les années 1980. Cette dystrophie entre les apports de N, P et la limitation en Si semblent être également l'une des causes des proliférations de l'algue mucilagineuse *Phaeocystis* (Cloern, 2001 ; Lancelot, 1995 ; Riegman et al., 1992 ; Smayda, 1997) dont une espèce, *P. globosa* produit des efflorescences massives sur les côtes du Nord de la France. L'eutrophisation du milieu peut également modifier les successions saisonnières du phytoplancton habituellement observées. Sur les côtes atlantiques d'Amérique du nord, les périodes de bloom du phytoplancton et les dynamiques entre les diatomées et les dinoflagellés ont changé depuis les années 1930 en partie sous l'influence des apports en nutriments (Lotze et Milewski, 2004).

Afin de produire des indicateurs de la qualité des eaux et d'évaluer l'importance de l'eutrophisation, des systèmes de classification de la qualité de l'eau basés sur l'abondance de certains groupes taxonomiques et fonctionnels du phytoplancton sont utilisés. Les indicateurs basés sur la composition des communautés phytoplanctoniques restent encore assez sommaires et sont basés sur les grands groupes phytoplanctoniques. Par exemple, dans le cadre de la DCE la composition pigmentaire des communautés phytoplanctoniques peut être utilisée comme un indice permettant d'évaluer la qualité des eaux dans les lagunes méditerranéennes (Dubroca, 2011) ; en mer Baltique un indicateur basé sur les biovolumes de Cyanophycées et de Chlorophycées a été développé (Sagert et al. 2008 ; Jaschinski et al. 2014). La littérature sur les indicateurs phytoplanctoniques est abondante et se développe avec la DCSMM mais l'appréhension d'un indicateur d'eutrophisation basé sur la composition et donc sur la diversité reste un vaste champ de recherche Tsirtsis and Karydis 1998, Mouillot et al. 2006, Domingues et al. 2008, Tett et al. 2008, Tsirtsis et al. 2008, Lugoli et al. 2012.

La complexité de ces indicateurs de composition s'explique comme rappelé dans le rapport de Dubroca (2011) traitant de la définition d'indices de composition phytoplanctonique dans le cadre de la DCE sur le « paradoxe du plancton » de Hutchinson (1961). Le paradoxe est que les communautés phytoplanctoniques, nombreuses et diversifiées, vont à l'encontre du principe d'exclusion compétitive (la coexistence de plusieurs espèces qui partagent des ressources communes est impossible d'un point de vue évolutif). Ainsi depuis les années soixante, plusieurs auteurs ont cherché à résoudre ce paradoxe sans apporter de réponses satisfaisantes (Scheffer et al 2003). L'extrême variabilité des systèmes marins (turbulence, la lumière, les apports) et la grande plasticité physiologique des espèces permettent à un grand nombre d'espèces de coexister en un habitat donné. La réponse des communautés phytoplanctoniques à la variabilité environnementale reste ainsi largement méconnue (Dubroca (2011)). A cette dynamique intrinsèque du phytoplancton s'ajoute également l'importance du « top down control » et de la pression de broutage. Dans une récente étude réalisée en microcosme, sur l'effet combiné des apports de nutriments et de la pression du broutage par le zooplancton sur le phytoplancton, Rotenberg et al. (2016) soulignent l'importance des rapports Si : N dans la dynamique des populations phytoplanctoniques et un effet de l'enrichissement en nutriment sur les producteurs primaires accentué lorsque le méso-zooplancton est peu abondant.

Dans les milieux aquatiques hyper-eutrophes et plus souvent dulçaquicoles ou saumâtres, les communautés phytoplanctoniques peuvent être dominées par les cyanobactéries (Auer et al. 2004), en particulier lorsque le P n'est plus limitant. Des efflorescences de cyanobactéries fixatrices d'N se produisent et certaines espèces telles que *Nodularia spumigena* (hépatotoxique), *Aphanizomenon flosaquae* (non-toxique) et *Anabaena* spp. (potentiellement neurotoxique) sont communément rencontrées dans ces blooms. En mer Baltique, le suivi des proliférations de cyanobactéries réalisé montre une importante augmentation dans les années 1990 et 2000 (Kahru et al., 1994). Généralement ces blooms de cyanobactéries sont observables après que le stock d'N est épuisé dans le milieu et que le P emmagasiné dans les sédiments est libéré. La structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques qui dépendent de la qualité et de la quantité de producteurs primaires présents pour les brouteurs zooplanctoniques vont être bouleversés. En effet, le phytoplancton représente une ressource nutritive de qualité qui permet un transfert efficace du carbone et de l'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs, contrairement aux cyanobactéries que leur taille et leur capacité à synthétiser des toxines rendent peu sensibles à la prédation (Ali Ger et al. 2016 ; Wilson et al. 2006). Les proliférations de cyanobactéries vont donc perturber le réseau trophique des écosystèmes aquatiques en réduisant le couplage écologique formé entre les producteurs primaires et leurs brouteurs (Elser et Goldman, 1991). L'accumulation de la biomasse d'une ou de quelques espèces de cyanobactéries induit notamment une baisse de la biodiversité au sein de la communauté phytoplanctonique. De même, les dinoflagellés sont généralement moins consommables que les diatomées ou les chrysophytes, un

changement d'abondance parmi ces populations va donc avoir des conséquences sur le réseau trophique.

### Le zooplancton

Dans un écosystème aquatique, le phytoplancton est consommé directement ou indirectement par le zooplancton (crustacés, larves...) ou des poissons herbivores, eux-mêmes ingérés par les organismes de niveau trophique supérieur (poissons, méduses, oiseaux ...). L'apports de sels nutritifs va donc avoir un impact sur l'abondance du phytoplancton mais également sur celle du zooplancton avec des effets en cascades sur les niveaux trophiques supérieurs (Moller et al., 2015 ; Naumenko, 1992 ; Schernewski et Schiewer, 2002 ; Telesh, 2004). L'augmentation de la biomasse zooplanctonique en réponse à une augmentation de la productivité du milieu est généralement observée en zone estuariennes (Korpinen et Bonsdorff, 2015 ; Telesh, 2004). Plusieurs études sur les communautés zooplanctoniques dans des écosystèmes eutrophes ont montrés des changements caractéristiques se traduisant par une disparition des copépodes et un développement des dinoflagellés hétérotrophes, des ciliés et des rotifères (Park et Marshall, 2000 ; Pinto-Coelho et al., 2005). Cependant, sur la côte Est des Etats-Unis, dans la baie de Chesapeake, les communautés zooplanctoniques ne semblent pas avoir été impactées par l'eutrophisation de l'estuaire (Kemp et al., 2005). De même, l'étude de Lawrence et al. (2004) sur la distribution et l'abondance des copépodes dans différents milieux chargés en azote, souligne un découplage entre la ressource phytoplanctonique et les consommateurs du mésozooplancton, suggérant l'implication d'autre facteurs comme l'hydrodynamisme, la qualité et la composition spécifique du phytoplancton et/ou des variations au sein du microzooplancton qui peut également réguler les populations de copépode. Néanmoins, il est avéré que dans des conditions hypoxiques ou anoxiques de systèmes eutrophes ou pollués une diminution de l'abondance du zooplancton apparaît (Calder-Potts et al., 2015 ; Ekau et al. 2010 ; Soetaert and Van Rijswijk, 1993 ; Yacobi et al., 1993 ; Park and Marshall, 2000). Dans les premiers stades de l'eutrophisation, il a été observé une augmentation des stocks de poissons avec en particulier, une abondance des espèces pélagiques par rapport aux espèces démersales (Rabalais et al., 2009). Au Danemark (dans le Limfjord), une tendance à la diminution des espèces de poissons plats et d'autres poissons benthiques a été constatée alors que la biomasse de petites espèces pélagiques et opportunistes augmentait (comme les méduses, le chinchard, le gobie noir, l'orphie et l'épinoche) (ICES, 2011). Dans leur étude utilisant les données de débarquement de pêches, Leiva Moreno et al. (2000) ont montré que le rapport entre les poissons pélagiques et démersaux (le ratio P/D) est un bon indicateur pour mesurer l'impact des nutriments sur les systèmes pélagiques et benthiques. De même, le modèle conceptuel proposé par Caddy (2000), décrit les changements survenant au sein des populations de poissons en fonction du degré d'eutrophisation de 11 mers semi-fermées d'Eurasie (Figure 5.78). Ces changements peuvent être résumés en trois grandes étapes : 1) les nutriments vont favoriser la production d'espèces démersales et pélagiques en réponse à l'abondance de leur ressource, 2) un déclin des poissons démersaux apparaît en raison de l'augmentation des événements hypoxiques dans le milieu. Les poissons pélagiques continuent à augmenter et 3) une baisse générale de la production totale de poissons est observée due à une dégradation générale de la qualité de l'eau et de l'habitat.

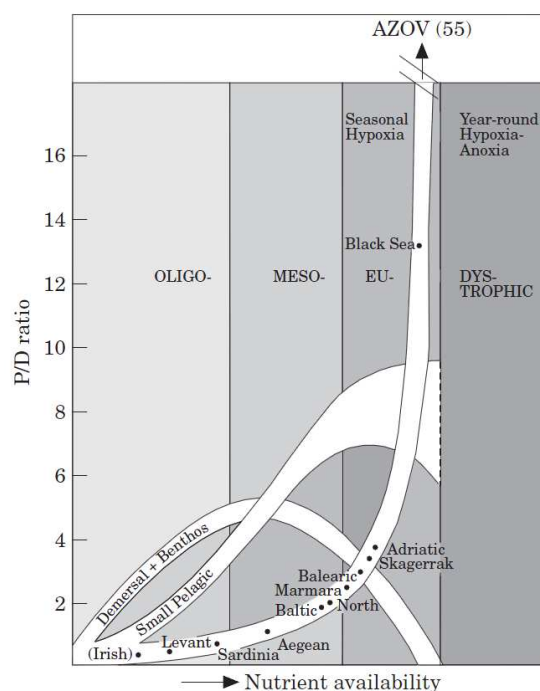


Figure 5.78: Evolution du rapport entre le poids de petits poissons pélagiques et démersaux débarqués ainsi que des crustacés (c.f. Leiva Moreno et al. (2000), pour plus de détail sur le ratio P/D), pour 11 zones maritimes semi-fermées. Ces zones ont été séparées de façon subjective en 4 catégories le long du gradient d'eutrophisation, en se basant sur les informations environnementales qualitatives de ces sites (d'après Caddy, 2000).

Il a également été suggéré que les changements provoqués par l'eutrophisation sur les communautés phytoplanctoniques et les conditions d'oxygénation des estuaires pouvaient conduire à une modification du réseau trophique planctonique en favorisant les voies dominées par les bactéries et les prédateurs gélatineux (Egge et Aksnes, 1992 ; Purcell et al. 2001, Turner, 2001). En milieu eutrophe, la production bactérienne augmente considérablement et peut supplanter la production de biomasse par les producteurs primaires. Le bactérioplancton activement consommé par des ciliés ou le mésozooplancton participe indirectement à la régénération des éléments nutritifs provenant de la matière organique détritique accroissant ainsi la productivité de l'écosystème. L'augmentation des blooms de zooplancton gélatineux probablement en lien avec l'eutrophisation a par exemple été mentionné par plusieurs auteurs (Roy Houghton et al. 2007; Richardson et al. 2009 ; Holst 2012 ; Riisgard et al. 2012). En se basant sur plusieurs travaux dans le monde dans des environnements eutrophes, Arai (2001) explique que la biodiversité des coelentérés pélagiques a tendance à diminuer dans ces milieux, mais que la biomasse d'un petit nombre d'espèces, telles que les hydroméduses *Aglantha digitale* et *Rathkea octopunctata* et les scyphoméduses *Aurelia aurita* et *Cassiopea* spp, augmente. Néanmoins, les changements au sein de ces populations ne semblent pas systématiquement liés à l'eutrophisation (Arai, 2001). Par exemple, la surpêche dans de nombreuses zones maritimes a induit une prédominance des mésoprédateurs zooplanctoniques. L'augmentation de la pression des prédateurs pourrait de ce fait limiter la réponse du zooplancton à l'effet bottom-up positif de leur ressource.

#### 5.7.2.4. Proliférations de microalgues nuisibles (HABs) et eutrophisation en mer

Annie Chapelle

Ifremer

Les efflorescences de microalgues nuisibles ou *Harmful algal blooms* (HABs) en anglais désignent toute prolifération de microalgues qui induit une nuisance pour l'homme ou pour l'écosystème (Smayda, 1997) (Davidson et al., 2014) (Berdalet et al., 2016) (Hallegraeff, 1993) (Anderson et al., 2012b). On les

appelle également eaux colorées ou *red tides* en anglais (Smayda, 1997) bien que celles-ci puissent être causées par des espèces qui n'induisent pas de nuisance. Inversement un bloom nuisible peut être causé par des espèces qui ne provoquent pas d'eaux colorées du fait de leurs faibles abondances (Anderson et al., 2012b). Les différentes espèces occasionnant des Habs n'ont en commun que leur impact négatif sur l'homme et l'écosystème.

Si les blooms de phytoplancton sont une expression naturelle de la croissance des microalgues, générant de la nourriture pour le réseau trophique pélagique et benthique, certaines proliférations ont un impact négatif sur les services écosystémiques. C'est un problème mondial, affectant les écosystèmes d'eau douce et d'eau de mer. En milieu marin, sur les 5000 espèces de phytoplancton, 300 sont considérées comme nuisibles (Hallegraeff, 1993), (Berdalet et al., 2016).

On peut considérer plusieurs catégories de nuisances liées aux HABs regroupées principalement en (Anderson et al., 2002):

- des blooms causant des nuisances en raison de leur forte biomasse générant des anoxies ou bien des dommages mécaniques (irritations des branchies, mousses) ;
- des blooms d'espèces produisant des toxines affectant l'homme ou d'autres composants de l'écosystème.

On s'intéressera essentiellement à cette dernière catégorie dans ce document, les anoxies liées aux blooms de phytoplancton étant traitées par ailleurs (ainsi que les proliférations d'espèces produisant des mousses ou des eaux colorées).

#### 5.7.2.4.1. Les microalgues toxiques

Pour les espèces toxiques, la polémique sur le lien possible entre eutrophisation et HABs n'a pas fini d'alimenter articles scientifiques ou discussions avec aménageurs et ministères (Kirkpatrick et al., 2014). Un éclaircissement peut néanmoins être proposé à l'aide des différentes lectures bibliographiques.

Parmi les microalgues, une quarantaine (Hallegraeff, 1993) à une centaine (Berdalet et al., 2016) produisent des toxines qui impactent l'homme ou les autres animaux. La toxicité de ces microalgues affecte la santé humaine via la consommation de produits de la mer, le contact avec la peau ou les muqueuses et/ou l'inhalation. Certaines toxines sont très puissantes et mortelles (Anderson et al., 2002). Environ 2000 cas d'intoxications sont répertoriés par an dans le monde dont 15% mortels (Hallegraeff, 1993). Bien souvent les intoxications d'origine alimentaire sont liées à l'accumulation des toxines dans les organismes filtreurs qui eux sont peu affectés (Berdalet et al., 2016).

Parmi les microalgues toxiques les plus fréquentes sur le littoral français, on trouve des espèces du genre *Alexandrium*, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*. Celles-ci font l'objet d'une surveillance réglementaire par le Rephy et sont décrites ci-dessous (source Rephy : ([http://envlit.ifremer.fr/surveillance/phytoplancton\\_phycotoxines/presentation](http://envlit.ifremer.fr/surveillance/phytoplancton_phycotoxines/presentation)), (Ménèsguen, 2014).

Plusieurs espèces d'*Alexandrium* produisent des toxines paralysantes (dites toxines PSP ou Paralytic Shellfish Poison) (Anderson et al., 2012a). Celles-ci provoquent chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent en moins de trente minutes. Les symptômes en sont (I) fourmillement des extrémités, picotements et engourdissements autour des lèvres, vertiges et nausées, en cas d'intoxication faible, (II) extension des picotements, incoordination motrice, pouls rapide, en cas d'intoxication modérée, (III) paralysie et troubles respiratoires pouvant être mortels, en cas d'intoxication forte. Les toxines étant stables à la chaleur, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité. Les coquilles St Jacques et les moules sont le principal vecteur des toxines PSP, mais également, de façon plus ou moins importante, un certain nombre d'autres coquillages dont les huîtres. Lors des épisodes de toxicité PSP avérée, les concentrations dans l'eau d'*Alexandrium* sont généralement élevées, formant même parfois des eaux brun rouges : quelques dizaines à quelques millions de cellules par litre pour *Alexandrium minutum* en Bretagne. L'espèce *Alexandrium minutum* a été identifiée pour la première fois en 1988 dans les Abers en Bretagne nord-ouest. Elle prolifère régulièrement depuis cette date sur la côte de Bretagne nord : Abers, baie de Morlaix et de Penzé, Rance

et plus récemment en Rade de Brest (Chapelle et al., 2015). Les épisodes PSP conduisant à des interdictions de vente des coquillages, sont généralement observés en fin de printemps et en été. L'espèce *Alexandrium catenella/tamarense* a été observée pour la première fois en quantité importante en novembre et décembre 1998 dans l'étang de Thau, sur la côte ouest méditerranéenne. Une interdiction de vente pour moules et palourdes y a été prononcée. Une autre souche de l'espèce *A. minutum* a également provoqué un épisode de toxicité PSP en rade de Toulon (est Méditerranée) au printemps 2000.

Plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia* produisent des toxines amnésiantes (dites toxines ASP ou Amnesic Shellfish Poison) (Trainer et al., 2012). Celles-ci provoquent chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent dans les 24 à 48 heures, éventuellement en moins d'une heure. Les symptômes en sont : en premier lieu des troubles digestifs (nausées, vomissements, crampes abdominales), puis des troubles neurologiques (céphalées, troubles de la mémoire), et dans les cas graves, convulsions et coma. Les toxines étant stables à la chaleur, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité. De nombreux coquillages sont vecteurs des toxines amnésiantes. Le cas de coquilles Saint Jacques est particulier car du fait de la très lente dépuración dans cette espèce, les coquilles peuvent rester contaminées plusieurs années. Des proliférations importantes d'espèces non toxiques de *Pseudo-nitzschia* sont observées depuis longtemps sur l'ensemble du littoral français, en particulier au printemps. Depuis 2000, des cas d'intoxications ont été recensés, tout d'abord en Bretagne et en baie de Seine puis sur l'ensemble du golfe de Gascogne. Ces contaminations sont dues à des espèces toxiques de *Pseudo-nitzschia*, *P. pseudodelicatissima*, *P. multiseriata*, *P. callintha*, *P. australis*, cette dernière étant la plus toxique.

Les espèces de *Dinophysis* produisent des toxines diarrhéiques (dites toxines DSP ou Diarrhetic Shellfish Poison) (Reguera et al., 2012). Celles-ci peuvent provoquer chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent moins de douze heures après ingestion. Les principaux symptômes en sont diarrhées, douleurs abdominales, parfois nausées et vomissements. Les toxines étant stables à la chaleur, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité. Les moules sont le principal vecteur des toxines diarrhéiques, mais les coques, palourdes, clams, tellines et coquilles St Jacques peuvent également être toxiques, quoiqu'à moindre niveau. Par contre, les toxines diarrhéiques ne s'accumulent pas dans les huîtres. Lors des épisodes de toxicité DSP avérée, les concentrations dans l'eau de *Dinophysis* sont généralement faibles : une centaine à quelques milliers de cellules par litre. Les épisodes DSP conduisant à des interdictions de vente des coquillages, affectent régulièrement une partie importante du littoral français, en particulier dans les régions Normandie, Bretagne, Languedoc-Roussillon et Corse. Ils sont généralement observés en été en Manche, au printemps et en été en Atlantique, toute l'année en Méditerranée.

On retrouve ces espèces un peu partout dans les eaux tempérées, ainsi que d'autres espèces toxiques (Berdalet et al., 2016) : le genre *Azadum* responsable du syndrome aspiracide (AZP), l'espèce *Karenia brevis* provoquant le syndrome neurotoxique (NSP). Dans les eaux tropicales on trouve aussi le genre *Gambierdiscus*, porteur de la toxine ciguatérique (CFP) et *Ostreopsis* produisant la palytoxine. Cette dernière microalgue est apparue récemment sur le littoral méditerranéen (Cohu et al., 2013).

Enfin, on trouve également des espèces ichtyotoxiques qui peuvent affecter fortement les pêcheries et installations aquacoles (Berdalet et al., 2016).

Il est important de noter la diversité de la nature des microalgues toxiques, des blooms et de leurs effets. Face à cette diversité, il est difficile de tracer des modes d'action communs

#### 5.7.2.4.2. Impact économique

L'impact économique des HABs est important mais toutefois assez difficile à estimer. Il englobe les coûts d'impacts sur la santé humaine, les pertes pour l'aquaculture ou la pêche, le déclin de l'activité touristique, les coûts de prévention, essentiellement la surveillance et enfin les coûts liés à la limitation des blooms (Berdalet et al., 2016). Il faudrait aussi prendre en compte les conséquences sur



l'écosystème comme le réseau trophique qui peut être touché (oiseaux, phoques...). Les chercheurs, face à ces proliférations et à leurs impacts économiques et sanitaires, ont tenté par de nombreuses études sur le terrain, en laboratoire et par modélisation, de comprendre le déterminisme de ces HABs.

#### 5.7.2.4.3. Caractéristiques des blooms

Les blooms de microalgues toxiques peuvent être nuisibles lorsqu'ils présentent de fortes abondances mais aussi ils peuvent induire des toxicités de coquillages pour de faibles abondances, selon l'espèce considérée et le lieu géographique (Davidson et al., 2014). Il n'y a pas de lien général entre abondance et toxicité même pour une espèce précise (Smayda, 1997). En France, *A. minutum* et *Pseudo-nitzschia* forment des efflorescences de fortes abondances (plusieurs millions de cellules/L) (Chapelle et al., 2015) (Husson et al., 2016) ou de faibles abondances comme *Dinophysis* (Diaz et al., 2013; Reguera et al., 2012). On trouve ailleurs dans le monde des blooms toxiques de forte biomasse (plusieurs millions de cellules/L) et de faible biomasse (quelques milliers de cellules/L) selon les espèces et les sites.

Un bloom se développe en général sur place par multiplication végétative. Ce sont les conditions environnementales du milieu qui contrôlent ce développement. Il peut toutefois être généré par un apport extérieur (courants) comme c'est le cas pour les populations de *Dinophysis* en Irlande et en Espagne (Reguera et al., 2012), (Raine et al., 2010). Pour les espèces formant des kystes dans le sédiment (forme de résistance), la germination de kystes peut avoir un impact sur la taille des blooms comme pour *Alexandrium fundyense* dans le golfe du Maine (Anderson et al., 2012b) ou pas, comme *Alexandrium minutum* en baie de Cork (Cosgrove et al., 2014). Mais le plus souvent, c'est le développement végétatif *in situ* qui conditionne la taille de blooms. Ce sont donc les facteurs de contrôle de la croissance des espèces de phytoplancton et de perte (mortalité, broutage ou dispersion physique) qui agissent sur le développement et la terminaison des blooms. Les facteurs physiques tels que la stratification, les zones de convergences (fronts, upwellings) peuvent favoriser les blooms de certaines espèces comme *Dinophysis*, *Karenia mikimotoi* (Anderson et al., 2012b). La dilution (qui exprime l'inverse du temps de résidence) limite leur croissance (Chapelle et al., 2015), (Raine et al., 2010), (Bricker et al., 2008), (Coutinho et al., 2012). La prédation ou le parasitisme peuvent aussi contrôler les blooms à différentes phases, initiation, maximum ou terminaison (Kelble, 2013) (Montagnes et al., 2008) (Smayda, 2008) (Vasas et al., 2007). Les facteurs clés pour le développement d'un bloom sont la lumière, la température et les nutriments. Lumière et température ont un impact saisonnier et déterminent des fenêtres à risque de développement des blooms. Les nutriments, azote, phosphore, silice mais aussi micronutriments vont conditionner l'abondance des cellules. C'est à ce niveau que peut être examiné le lien Habs et eutrophisation.

#### 5.7.2.4.4. Augmentation des Habs

Si les blooms de microalgues toxiques ont été identifiés depuis très longtemps, un consensus existe sur le constat d'augmentation des Habs ces dernières décennies en diversité, fréquence, importance et extension géographique (Hallegraeff, 1993) (O'Neil et al., 2012) (Van Dolah, 2000). Plusieurs raisons sont invoquées : une dispersion naturelle et anthropique (eaux de ballast et activités conchyliques), une surveillance accrue, et des liens avec l'eutrophisation et aujourd'hui le changement climatique (Anderson et al., 2012b). Néanmoins, il est encore difficile d'extrapoler d'une région à l'autre les tendances observées. Par exemple, on peut noter une augmentation nette de 1970 à 1991 de *Phaeocystis* en Mer du Nord (Cadée and Hegeman, 2002) suivie d'un léger déclin depuis, une augmentation de *Prorocentrum* partout dans le monde (Glibert et al., 2008), une augmentation d'*Ostreopsis* en Méditerranée (Cohu et al., 2013), des intoxications liées à *Pseudo-nitzschia* en France (Husson et al., 2016), une augmentation des Habs sur la côte, lagunes et estuaires atlantiques des USA (Bricker et al., 2008) ainsi que sur la côte sud-ouest des USA (Verity, 2010), une augmentation forte en Mer de Séto (Japon) jusqu'en 1976 puis une décroissance (Imai et al., 2006).

La Commission Océanographique Intergouvernementale a créé la base de données HAEDAT permettant de visualiser l'expansion des algues toxiques :

#### 5.7.2.4.5. Lien eutrophisation – HABs

L'augmentation avérée au niveau mondial des Harmful Algal Blooms (HABs) et des syndromes de toxicité a conduit à examiner de plus près le lien avec l'eutrophisation marine.

Les liens entre eutrophisation et HABs concernent à la fois l'augmentation de l'abondance de microalgues toxiques, de la diversité des espèces toxiques et de leur toxicité. Ces liens sont à évaluer en regard de l'augmentation des apports de nutriments à la côte mais aussi de la modification des ratios azote/phosphore (N/P).

- Eutrophisation et abondance.

Les nutriments stimulant la croissance du phytoplancton, le lien entre augmentation des teneurs en nutriments et augmentation de la biomasse des proliférations de microalgues toxiques est avéré (Heisler et al., 2008). Les nutriments peuvent stimuler l'impact des HABs en stimulant l'ensemble du phytoplancton du fait de l'enrichissement en sels nutritifs et causer ainsi une augmentation des abondances de microalgues toxiques. Plus fréquemment, l'enrichissement en sels nutritifs va favoriser certaines espèces qui peuvent être ou pas toxiques, au détriment des autres (Anderson et al., 2002).

Les sources de nutriments potentiellement incriminées dans la stimulation des HABs sont les dépôts atmosphériques, les eaux usées, les eaux souterraines et les rejets agricoles (Anderson et al., 2002). Si historiquement le phosphore était connu pour stimuler davantage les HABs en eau douce et l'azote en eau de mer, il faut tenir compte aujourd'hui non seulement des modifications anthropiques considérables de ces nutriments dans les rejets des bassins versants mais aussi la situation des eaux estuariennes et côtières, comme zone de mélange des eaux douces et des eaux marines. Ainsi, à la fois les éléments N et P doivent être considérés (Anderson et al., 2002).

La modification du ratio N/P/Si (Silice) est aussi un facteur de modification des HABs (Anderson et al., 2002), L'augmentation des rapports N/Si ou P/Si entraînant le développement des dinoflagellés au détriment des diatomées (Ménèsquen, 2014).

Enfin, non seulement les rejets de sels nutritifs mais aussi les sources organiques d'azote et de phosphore (Anderson et al., 2002) sont à prendre en considération. En effet beaucoup d'espèces phytoplanctoniques (dont des toxiques) s'avèrent être aussi capables de nutrition organique, on parle alors de mixotrophie (Glibert et al., 2010) (Burkholder et al., 2008).

Le lien entre eutrophisation et augmentation des HABs est avéré pour certaines espèces dans des lieux précis (liste non exhaustive) :

- *Phaeocystis* en mer du Nord. L'augmentation de blooms est liée aux augmentations en N et P puis le déclin est concomitant à une diminution de P conduisant à une augmentation du ratio N/P et un changement des populations phytoplanctoniques (Cadee and Hegeman, 2002).
- Des blooms récurrents de *Prorocentrum minimum* sont 10 à 100 fois plus importants qu'il y a quelques décennies sur la côte atlantique des USA, très eutrophisée. Ils apparaissent après des pluies ou l'utilisation de fertilisants azotés ou phosphorés (Glibert et al., 2010) (Anderson et al., 2008).
- La distribution d'*Ostreopsis* en Méditerranée est liée aux zones de forte pression anthropogénique (Cohu et al., 2013).
- Une augmentation notable des blooms toxiques de *Pseudo-nitzschia spp.* a été observée dans le panache du Mississippi très enrichi en N et P (Anderson et al., 2002) (Parsons et al., 2002), en mer de Chine, dans l'estuaire du Yangtsee (Jiang et al., 2014), dans le golfe du Mexique, en Baie de Fundy et sur la côte est du Canada (Trainer et al., 2012).
- Les blooms très localisés (baies, estuaires) d'*Alexandrium fundyense* sont liés à l'eutrophisation (Anderson et al., 2008).

- Dans la mer intérieure du Japon (Seto), le lien entre réduction des rejets en nutriments et occurrence de HABs est notable depuis les années 80 (Imai et al., 2006).

Le lien peut être aussi indirect comme pour les marées brunes à *Aureococcus anophagefferens* (picoplancton) sur la côte NE des USA. Celles-ci sont liées à l'augmentation de matière organique provoquée par des proliférations de diatomées, elles-mêmes stimulées par des apports en excès de nitrates (Anderson et al., 2008). On observe aussi un lien indirect avec les HABs mixotrophes comme *Pfisteria* ou *Karenia veneficum* poussant sur des cryptophycées qui sont en grande abondance et liées à un réseau trophique stimulé par l'eutrophisation (Anderson et al., 2008). C'est aussi le cas observé pour les proliférations de *Dinophysis* (mixotrophe) dans le Mor Bras (France), plus abondantes dans la zone la plus eutrophe (Baie de Vilaine) et quand le réseau trophique est stimulé (Souchu et al., 2013). Le recyclage interne des nutriments peut aussi soutenir des HABs après une première injection de nutriments. A la fois des apports épisodiques et chroniques favorisent les HABs (Heisler et al., 2008).

D'autres facteurs environnementaux peuvent moduler cette réponse (Heisler et al., 2008). Pour soutenir des blooms de forte biomasse, les nutriments sont indispensables, néanmoins le lien dose-réponse est impossible à quantifier car interagissent le temps de résidence, la pression du broutage ou du parasitisme qui font que les mêmes quantités d'apports de nutriments n'ont pas partout le même effet sur les manifestations de blooms d'algues toxiques.

- Eutrophisation et toxicité

La production de toxines est, pour bien des espèces, influencée par la quantité de N ou P et par le ratio N/P (Graneli et al., 2008) ou Si/P, le stress provoqué par la limitation en un sel nutritif entraînant la production de toxine. C'est le cas pour (liste non exhaustive) :

- *Prymnesium parvum* dont la production de toxine est favorisée par un rapport N/P élevé (Graneli et al., 2008), (Davidson et al., 2012), (Smayda, 2008).
- *Pseudo-nitzschia*, la production d'acide domoïque (toxine) étant stimulée par des conditions limitantes en P (Anderson et al., 2002) (Davidson et al., 2014) ou en Si (Fehling et al., 2004).
- *Alexandrium tamarense*, la production de saxitoxine étant stimulée par une limitation en P (Anderson et al., 2002).
- *Dinophysis acuminata*, la production de toxine étant augmentée en conditions P et N limitantes, notamment lorsque N est limitant (Anderson et al., 2002).

La forme chimique des nutriments peut aussi influencer la production de toxine, comme l'urée reconnue pour augmenter la synthèse de brevetoxine par *Karenia brevis* (Anderson et al., 2002) ou d'acide domoïque par *Pseudo-nitzschia spp.* (Glibert and Burkholder, 2011).

- Pas de lien avéré

Enfin, dans d'autres cas (autres sites ou autres espèces toxiques), aucun lien n'a pu être mis en évidence par les chercheurs entre eutrophisation et HABs. C'est le cas notamment (liste non exhaustive) :

- D'*Alexandrium sp* qui forme des blooms toxiques dans le Loch Creran (Ecosse), loch non eutrophisé. Les blooms, bien que toxiques, sont de faible biomasse (<10000 cellules/L) (Davidson et al., 2014).
- Des efflorescences d'*Alexandrium fundyense* au large de la côte, ce sont des populations offshore (poussant sur une source océanique de nutriments) qui viennent ensuite à la côte (Anderson et al., 2008). La variabilité interannuelle voire décennale est alors liée à la variabilité climatique (Martin et al., 2009).
- Des proliférations de *Pseudo-nitzschia* et des toxicités ASP sur la côte de Californie qui sont plutôt liées au fonctionnement de l'upwelling. Il n'y a pas de lien évident avec l'eutrophisation (Anderson et al., 2008 ; Trainer et al., 2012).
- D'*Heterosigma akashiwo* sur la côte du Pacifique des USA, où il n'y pas de lien prouvé aujourd'hui mais les études sont à poursuivre (Anderson et al., 2008).

- De *Scirpsellia trochoidea* à Port Shelter (Honk Kong) où la phénologie des blooms paraît plus liée aux conditions météorologiques qu'aux teneurs en nutriments (Yin et al., 2008).
- Des rias du nord-ouest de l'Espagne (Galice), de certains sites portugais (cap Sines, lagune d'Obidos), en Californie, en Irlande où les efflorescences de dinoflagellés (*Karenia*, *Alexandrium*, *Dinophysis*) sont mises en relation avec la diminution ou la suppression temporaire (liées au régime des vents) d'upwellings côtiers, ce qui provoque la pénétration, puis le développement, d'algues toxiques dans ces sites (Raine et al., 2010), (Ménèsguen, 2014).
- De *Karenia* en Manche occidentale, où la présence de fronts entre des secteurs stratifiés et des secteurs homogènes, et les phénomènes de convergence qui y sont associés, sont apparus depuis longtemps comme favorables à son développement (Ménèsguen, 2014).

On peut noter qu'il existe deux cas de figure, des blooms de faible amplitude qui ne présente alors pas de lien avec la quantité de nutriments et des blooms liés à des structures hydrodynamiques comme la stratification, les upwellings...

En conclusion, le lien entre eutrophisation et bloom de forte biomasse qu'il soit toxique ou non est souvent avéré (Anderson et al., 2008), (Hallegraeff, 1993) (Glibert et al., 2010). Toutefois, les conditions hydrodynamiques ont un rôle majeur sur les HABs, limitant certains blooms par dispersion ou favorisant d'autres sans que l'eutrophisation ne puisse être mise en cause. Enfin, le lien entre bloom toxique de faible amplitude et eutrophisation est lui beaucoup plus ténu (Davidson et al., 2014).

#### 5.7.2.4.6. Eutrophisation – HABs et changements climatiques

Aujourd'hui, face aux questionnements que l'on se pose vis-à-vis des changements climatiques, on ne peut ignorer la question des interactions possibles entre eutrophisation et changements climatiques. En quoi les changements climatiques peuvent-ils modifier les impacts de l'eutrophisation sur les HABs? Pour cela il est nécessaire de disposer à la fois de scénarios climatiques et d'avoir des modèles prédictifs, quantitatifs pour les HABs, notamment sur le long terme (Glibert et al., 2010).

Il existe déjà des observations de modifications de HABs, en terme de fréquence, distribution, amplitude, liées non pas à l'eutrophisation mais à des variations climatiques, comme l'ont montré (Edwards et al., 2006) avec des enregistrements du Continuous Plankton Recorder en mer du Nord.

Enfin, (Fu et al., 2012) ainsi que (Wells et al., 2015) ont tous deux effectué une revue des impacts visibles ou possibles des changements climatiques sur les HABs, faisant ressortir à la fois la faible connaissance de certains facteurs comme le pH (acidification), les effets variés d'autres facteurs, notamment la température (mais aussi l'irradiance, la salinité...) et l'importance de considérer non pas la variation d'un seul facteur mais de plusieurs concomitants. C'est dans ce contexte que doit être étudié l'effet conjoint des changements climatiques et de l'eutrophisation.

En conclusion, l'eutrophisation est un parmi d'autres mécanismes responsable de l'augmentation des blooms d'algues toxiques (HABs) de par le monde. L'enrichissement des eaux côtières en nutriments est reconnu comme la cause de l'augmentation d'une partie des blooms d'algues toxiques et des toxicités associées.

Par contre, pour d'autres HABs, il ne semble pas y avoir de lien. L'effet de l'eutrophisation sur les HABs est clairement spécifique de chaque espèce de phytoplancton (Anderson et al., 2002) ainsi que des conditions hydrodynamiques du milieu (Ménèsguen, 2014). L'enjeu est de comprendre quel bloom est lié à l'eutrophisation et pourquoi une espèce particulière réagit à certaines conditions de nutriments, même si d'autres facteurs entrent aussi en jeu (Glibert and Burkholder, 2011).

Pour réduire les HABs, il n'y a pas une solution unique simple car les HABs résultent d'interactions complexes entre processus physiques, chimiques et biologiques à différentes échelles spatio-temporelles (Berdalet et al., 2016). Les HABs sont un phénomène naturel et l'idée de les éviter totalement n'est pas envisageable. On peut toutefois imaginer limiter leur impact par : une surveillance et une recherche associée pour améliorer la surveillance ; une meilleure estimation du lien entre HABs

et santé humaine ; le renforcement des politiques locales pour limiter la pression anthropique ; une meilleure communication vers le grand public.

## 5.8. Restauration

Gudrun Bornette

CNRS

Philippe Souchu

Ifremer

Pour cette section, les équations de recherche ont été les suivantes (Tableau 5.6).

Tableau 5.6. Equations de recherche

```
#17 #14 NOT #16
DocType=All document types; Language=All languages;
#14 NOT #15
#16 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=(ocean* OR sea* OR marin* OR coast*)
#15 DocType=All document types; Language=All languages;
#11 AND #6
Refined by: [excluding]: WEB OF SCIENCE CATEGORIES: (VIROLOGY OR TRANSPORTATION SCIENCE TECHNOLOGY OR FOOD SCIENCE
TECHNOLOGY OR SOCIAL SCIENCES INTERDISCIPLINARY OR POLITICAL SCIENCE OR PHARMACOLOGY PHARMACY OR ENGINEERING
ELECTRICAL ELECTRICAL ELECTRONIC OR COMPUTER SCIENCE INTERDISCIPLINARY APPLICATIONS OR NUTRITION DIETETICS OR MEDICINE RESEARCH
EXPERIMENTAL OR PHYSICS CONDENSED MATTER OR PHYSICS ATOMIC MOLECULAR CHEMICAL OR ENGINEERING BIOMEDICAL OR
#14 GENETICS HEREDITY OR ENDOCRINOLOGY METABOLISM OR EDUCATION EDUCATIONAL RESEARCH) AND [excluding]: RESEARCH AREAS:
(METEOROLOGY ATMOSPHERIC SCIENCES OR NEUROSCIENCES NEUROLOGY OR LIFE SCIENCES BIOMEDICINE OTHER TOPICS OR
IMAGING SCIENCE PHOTOGRAPHIC TECHNOLOGY OR PUBLIC ENVIRONMENTAL OCCUPATIONAL HEALTH OR MINING MINERAL
PROCESSING OR MATERIALS SCIENCE OR VETERINARY SCIENCES OR URBAN STUDIES OR CONSTRUCTION BUILDING TECHNOLOGY)
DocType=All document types; Language=All languages;
#11 AND #6
Refined by: [excluding]: WEB OF SCIENCE CATEGORIES: (VIROLOGY OR TRANSPORTATION SCIENCE TECHNOLOGY OR FOOD SCIENCE
TECHNOLOGY OR SOCIAL SCIENCES INTERDISCIPLINARY OR POLITICAL SCIENCE OR PHARMACOLOGY PHARMACY OR ENGINEERING
#13 ELECTRICAL ELECTRONIC OR COMPUTER SCIENCE INTERDISCIPLINARY APPLICATIONS OR NUTRITION DIETETICS OR MEDICINE RESEARCH
EXPERIMENTAL OR PHYSICS CONDENSED MATTER OR PHYSICS ATOMIC MOLECULAR CHEMICAL OR ENGINEERING BIOMEDICAL OR
GENETICS HEREDITY OR ENDOCRINOLOGY METABOLISM OR EDUCATION EDUCATIONAL RESEARCH)
DocType=All document types; Language=All languages;
#11 AND #6
#12 DocType=All document types; Language=All languages;
#10 AND #4
#11 DocType=All document types; Language=All languages;
#9 OR #3
#10 DocType=All document types; Language=All languages;
#8 AND #2
#9 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=(Nitr* OR Ammoni*OR Phosph* OR nutrient* OR NO3* OR NH4* OR NH3* OR PO4* OR "N" OR "P")
#8 DocType=All document types; Language=All languages;
#6 AND #5
#7 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=Aquat*
#6 DocType=All document types; Language=All languages;
#4 AND #3
#5 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=(Restoration* OR remediation* OR mitigation* OR "ecosyst* manipulation" OR resilience* OR biomanipulation*)
#4 DocType=All document types; Language=All languages;
#2 AND #1
#3 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=(process* OR factor* OR impact* OR effect* OR consequence*)
#2 DocType=All document types; Language=All languages;
TS=eutrophic*
#1 DocType=All document types; Language=All languages;
```

595 papiers ont été sélectionnés. A la lecture des titres, puis, dans un second temps, des résumés, 284 articles ont été jugés pertinents pour la présente analyse.

### 5.8.1. Les concepts de la restauration

Les écosystèmes aquatiques subissent des stress et des perturbations d'origines naturelles et anthropiques qui peuvent modifier leurs caractéristiques, leur fonctionnement et leur dynamique. Les termes d'intégrité et de santé sont fréquemment utilisés selon que l'on s'intéresse aux caractéristiques de biodiversité (intégrité) ou de fonctionnalité (santé).

#### 5.8.1.1. Etat de reference

Sous l'effet d'un stress ou d'une perturbation, l'écosystème va présenter une certaine capacité à maintenir ses attributs structuraux et fonctionnels. Cette « résistance » a des limites au-delà desquelles l'écosystème se détériore (Figure 5.79). La détérioration d'un écosystème se définit sur un écart par rapport à une « référence » (« baseline » dans la littérature anglo-saxonne). Cette référence (ligne horizontale supérieure de la figure 5.79, , peut être n'importe quel état potentiel de la gamme historique de variation de cet écosystème (Society for Ecological Restoration 2004). La définition d'une référence est donc nécessaire pour appréhender l'ampleur de la détérioration d'un écosystème et pour formaliser des objectifs de restauration. Les recherches d'informations sur les modifications apportées au cours de l'histoire par les humains contribuent à définir la référence pour un écosystème donné (Cooper 1995, Nixon 1997, Lotze et Milewski 2004). La référence peut aussi être définie à partir d'un écosystème non perturbé présentant des attributs analogues (e.g. Brucet et al. 2013), ou un état historique, référencé et décrit dans le passé (e.g. Louette et al. 2009). L'état de référence est cependant souvent difficile à définir, car il a pu beaucoup varier au cours des centaines, voire milliers d'années passées, sous l'effet des pressions anthropiques et climatiques (Kornijow et al. 2016 et al. 2016, Kattel et al. 2016, Zang et al. 2016).

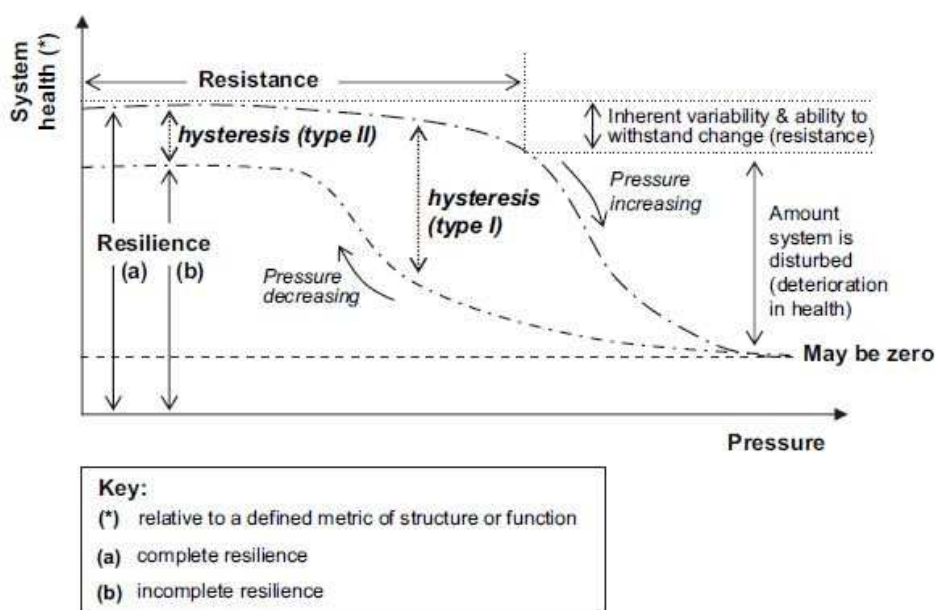


Figure 5.79. Représentation schématique des changements d'état d'un écosystème en réponse à des pressions anthropiques croissantes et décroissantes (d'après Elliot et al. 2007).

### 5.8.1.2. Objectifs de la restauration

La restauration écologique, processus assistant l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, doit permettre théoriquement le retour aux conditions de référence. Lorsque la cause extérieure qui a produit le changement d'état a cessé, l'écosystème peut mettre un certain temps à récupérer un fonctionnement se rapprochant de son fonctionnement antérieur (hystérésis I, figure 5.79), avec une trajectoire pouvant être différente de celle empruntée de la dégradation (notion de « regime shift » dans Duarte et al. 2009). Dans certains cas, le retour à la référence n'est pas atteint (hystérésis II, figure 5.79) et la résilience de l'écosystème, c'est à dire sa capacité à revenir vers la référence (résilience a, figure 5.79), n'est pas complète (résilience b, figure 5.79). Ainsi, Duarte et al. (2009) montrent au travers d'exemples que la restauration par rapport à l'eutrophisation ne permet pas forcément le retour à la référence (notion de shifting baseline).

Un cadre conceptuel, destiné à poser les bases scientifiques des opérations de restauration, a été proposé par Henry et Amoros (1995) (figure 5.80).

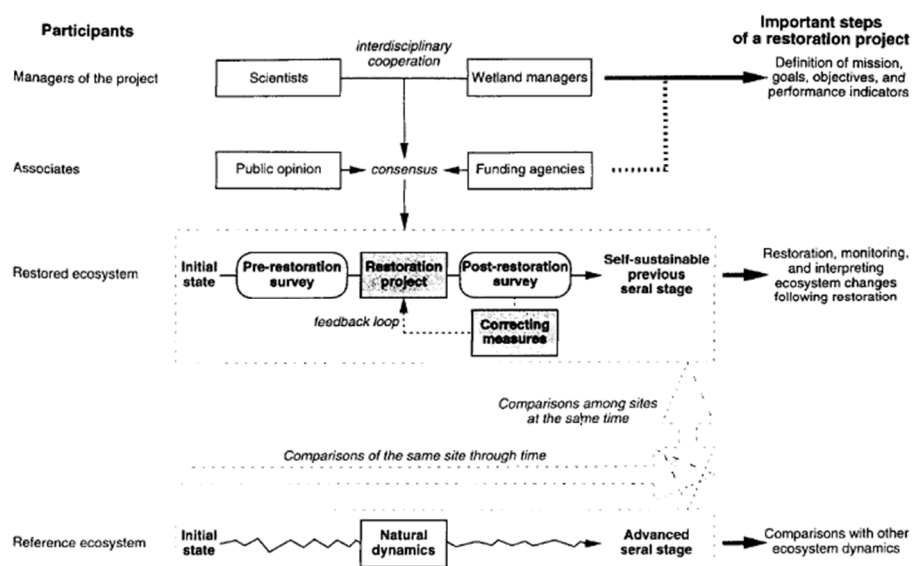


Figure 5.80. Cadre scientifique de décision pour les opérations de restauration, tiré de Henry et Amoros (1995)

La décision de mettre en place une opération de restauration doit résulter d'une analyse partagée entre scientifiques, gestionnaires, agences de financement et société civile, en garantissant la légitimité (figure 5.80)

La légitimité est difficile à évaluer, mais peut être mesurée, par exemple, par le financement fourni pour le projet par diverses institutions et agences (Henry & Amoros 1995). Ces auteurs insistent sur la nécessité de disposer pour toute opération de restauration d'un bilan précis de l'état de l'écosystème à restaurer, et de l'état d'un écosystème de référence, choisi pour positionner la trajectoire de l'écosystème restauré par rapport à la trajectoire d'un écosystème ne subissant pas cette restauration (dans ce cas, la trajectoire est liée au climat, aux successions écologiques, par exemple). L'effet de la restauration sera donc le changement observé corrigé des changements induits par la dynamique naturelle du système, telle que la traduit l'écosystème de référence.



### 5.8.1.3. Concept de résilience

Le concept de résilience a été fortement débattu dans la littérature, et les problématiques relatives à l'écologie de la restauration ont renouvelé les débats autour de ce concept.

A la définition d'Holling (1973) qui définit la résilience comme la « capacité d'un système à maintenir ses interactions internes, à absorber les changements de variables d'état, de variables de contrôle, et de paramètres, et à persister », ont succédé des définitions prenant plus clairement en compte la notion de trajectoire temporelle, et la possibilité que l'écosystème puisse, lorsque la perturbation dépassait une certaine intensité, sortir de son état d'équilibre, ou de stabilité (domaine autorisant la résilience de l'écosystème), et évoluer vers un nouvel état d'équilibre (Blandin et Lamotte, 1996). La notion d'intensité de la perturbation intervient alors, et permet aux auteurs d'identifier deux types de perturbations : les perturbations chroniques, d'intensité modérée, et les perturbations élevées, l'une autorisant la résistance du système, et l'autre sa résilience, ou sa sortie temporelle de son domaine de stabilisation. Odum (1969 et Webster (1975) suggèrent également que la résilience diminue avec le stade de succession de l'écosystème, tandis que la résistance, elle, augmente.

Au cours du processus de résilience du système, Bormann & Likens (1979) identifient plusieurs phases dans la dynamique du système perturbé : la phase de réorganisation, au cours de laquelle le système perd de la biomasse et des nutriments, une seconde phase dite d'expansion (aggrading) où le système est fortement régulé par les composantes biotiques et abiotiques, et où la biomasse augmente jusqu'à un maximum, une troisième phase de transition, au cours de laquelle la biomasse décroît jusqu'à atteindre un équilibre, faisant entrer le système dans sa phase d'état pseudo-stable, au cours de laquelle les cycles de nutriments sont régulés et la biomasse fluctue autour d'une moyenne. Cette dynamique post perturbation se réfère à une perturbation de type « acute » c'est à dire aigüe, selon Westman et O'Leary (1986) en opposition aux perturbations « chroniques » selon ces mêmes auteurs, qui permettent une résilience rapide de l'écosystème, car elles ne conduisent pas à la disparition complète de la biomasse aérienne (cas des insectes ayant une phase larvaire aquatique et une phase adulte aérienne, permettant ainsi l'existence de niches de régénération (sensu Grubb 1977).

Dans le schéma de Blandin et Lamotte (1988, figure 5.80), la résistance consisterait pour l'écosystème à rester dans son domaine de fluctuation, la résilience à sa capacité de rester dans son domaine de stabilisation, et le changement d'état, correspondrait aux écosystèmes qui sortent de leur domaine de stabilisation, et qui évoluent vers un nouvel état d'équilibre. Dans le cas des écosystèmes eutrophisés, l'énergie nécessaire pour atteindre l'état restauré dépendra a priori du niveau d'altération de l'écosystème. Cependant, la perception de la dégradation de l'écosystème a souvent lieu lorsque celui-ci a atteint un nouvel état d'équilibre, c'est à dire est sorti de son domaine de stabilisation, et que les symptômes observés sont de grande ampleur (e.g., état turbide des lacs, Dokulil et Teubner. 2000 ; Gulati & van Donk 2002) L'énergie nécessaire pour obtenir la résilience du système est donc potentiellement extrêmement importante, car le basculement fonctionnel est le résultat de cascades métaboliques et fonctionnelles à l'origine de ce nouvel état stable, conduisant à l'absence de succès des opérations de restauration, ou à la nécessité d'agir sur de multiples compartiments de l'écosystème pour obtenir un succès durable (Gulati & va, Donk 2002, Amerniya et al. 2005 ; Hilt et al. 2006). Une des questions essentielles est donc de savoir si la perception précoce de l'eutrophisation permet une meilleure réversibilité du processus d'altération, car l'écosystème est encore dans son domaine de stabilisation (e.g. lacs alpins, Barroin 1991).

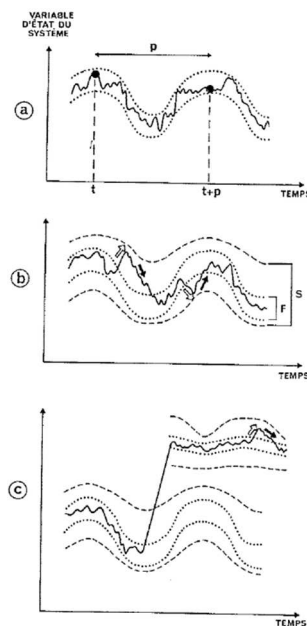


Figure 5.81 : représentation schématique du domaine de fluctuation d'un écosystème, b : du domaine de stabilisation, et c : de l'adaptabilité de l'écosystème. Source : Blandin et Lamotte (1988).

## 5.8.2. Restauration des écosystèmes continentaux

### 5.8.2.1. Méthodes de restauration

Le choix des méthodes de restauration est donc lié à de nombreux facteurs. La première question soulevée est celle concernant la source de contamination par les nutriments. Une fois celle-ci identifiée, les opérations de restauration passent par des actions pouvant se situer à l'échelle du bassin versant, et/ou de l'écosystème lui-même. La synthèse va développer ces différents points.

#### 5.8.2.1.1. Actions à l'échelle du bassin versant

##### Sur les écosystèmes terrestres

Les sources de pollutions dispersées dans le bassin versant peuvent être atmosphériques (Hundey et al. 2016), industrielles (e.g. Brooks 1999, Struift et al. 2012), issues de stations d'épuration (Wang et al. 2015), ou agricoles (Battoe et al. 1999, Sueyoshi et al. 2016, Misra et al. 2016, Hundey et al. 2016), diffuses ou ponctuelles, temporaires ou chroniques. Certaines études, dans des situations de pollution diffuse et multi-sources, recherchent les sources de contamination par mesure isotopique des différentes masses d'eau combinée à la modélisation (e.g. Phillips et Greggs 2003, Jaisi et Blake 2010, Matiatos 2016). La plupart des études de synthèse soulignent la nécessité d'agir sur les différentes sources de contamination afin de limiter les apports diffus et ponctuels de nutriments aux masses d'eau (Hansson et al. 1998), et ce en préalable aux actions portant sur l'écosystème lui-même, et en considérant simultanément l'azote et le phosphore, en particulier lorsque les niveaux de phosphore sont élevés (Jeppesen et al. 2007, >0.1–0.2 mg/l). Le contrôle impose la hiérarchisation des sources en termes de volume de fertilisants, et fait souvent intervenir en priorité un contrôle des sources ponctuelles (Battoe et al. 1999, Hilt et al. 2010), plus faciles à contrôler, même si elles peuvent être moins contributives aux apports que les sources diffuses (Jeppesen et al. 1999).

La figure 5.82 synthétise ainsi les bonnes pratiques destinées à optimiser le cycle du phosphore, et à limiter ainsi le risque d'apport de phosphore aux écosystèmes aquatiques.

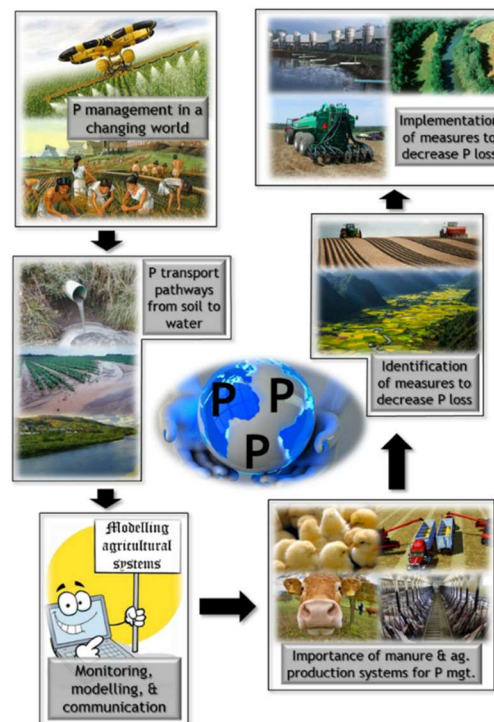


Figure 5.82.: Différents verrous permettant une optimisation du cycle du phosphore dans les paysages agricoles. Sharpley et al. 2015.

Lorsque la restauration s'avère nécessaire, les actions passent par un contrôle de ces apports, des stocks, et des réseaux trophiques, et est associée à des coûts très importants pour la société (Hagen et Kleeberg 1994, Gerdeaux 2009, Louette et al. 2009).

Certains travaux font état de la mise en place de gestion raisonnée des fertilisants, pour optimiser leur incorporation à la biomasse agricole (e.g. Masuka 2016, Holmes et al. 2016) et restreindre au maximum leur lessivage des terres arables. Ainsi des modèles proposant une gestion raisonnée du phosphore à l'échelle du cycle complet ont été proposés dans un numéro spécial d'Ambio, dont la figure 5.82. est tirée (Kleinman et al. 2015, Sharpley et al. 2015). Cette figure liste les différents verrous d'action pour contrôler le cycle du phosphore : stockage, transport, limitation des pertes, optimisation des méthodes de culture et de fertilisation. Concernant les fertilisants azotés, La diminution de l'utilisation des fertilisants azotés est variable d'un continent à l'autre depuis les 25 dernières années, et NH<sub>3</sub> augmente encore aux USA (van Grinsven et al. 2015). Par ailleurs, cette modélisation à l'échelle planétaire montre que l'Europe ne devrait pas améliorer ses effluents d'azote aux mêmes horizons.

Parmi les actions concrètes citées pour limiter les apports diffus de nutriments aux milieux aquatiques, sont citées la capacité d'épuration des zones humides (e.g. étangs, Torgersen et al. 2004), ou la replantation de forêts (Ishikawa et al. 2016), en partant du principe que les forêts sont des écosystèmes contribuant à diminuer les apports de nutriments aux cours d'eau (William et Hecky, 2005). Ces auteurs soulignent que si la résilience physico-chimique est rapide, la résilience du réseau trophique aquatique sera beaucoup plus lente (environ 50 ans), car les génotypes des espèces d'arbres replantés joueront sur les espèces d'invertébrés qui recoloniseront le cours d'eau (Compson et al. 2016), et car les espèces invasives pourront profondément affecter la résilience du système (McNeish et al. 2015). Les travaux évoquent également la pose de bandes filtrantes larges (plus de 10m) pour filtrer azote et MES, avec une efficacité forte sur les pollutions diffuses qui sont la source de pollution majoritaire lorsque les pollutions ponctuelles ont été éliminées (Chen et al. 2015b). La mise en place de bassins d'infiltrations (Birch et al. 2005), ou de stations d'épuration des eaux (Chen et al. 2015a), de déversoirs d'orage pour éliminer le phosphore issu de sources non ponctuelles, qui peuvent présenter des efficacités assez

élevées, de 50 à 75 % selon la méthode et le nutriment. Les communautés végétales se développant dans les réseaux et canaux de drainage à l'échelle des paysages, tout comme les haies, bandes forestières, bandes enherbées en bordure de parcelles agricoles et de cours d'eau sont autant de systèmes naturels de rabattement des nutriments, d'autant plus efficaces que la biomasse végétale est importante et la largeur de la bande végétalisée élevée, et que ces zones ne sont pas by-passées par des drains débouchant directement au cours d'eau (Petersen, 1992).

Enfin, certains auteurs suggèrent l'utilisation de biocharbons sur les terres arables, pyrolysés à des températures suffisantes pour optimiser leur efficacité, à l'échelle du bassin versant, pour piéger les nutriments possiblement lessivés par les eaux pluviales et limiter leur transfert vers les zones humides adjacentes (Lehmann & Joseph 2009).

#### Sur les écosystèmes aquatiques

Certaines opérations de restauration tentent de rabattre les nutriments circulant dans les cours d'eau par la création de zones humides (Horne 2000), ou la redynamisation du réseau de zones humides des cours d'eau (Kearney et al. 2011). Par exemple, des zones humides artificielles peuvent être construites, même dans le lit des cours d'eau (Maine et al. 2006, Sun et al. 2016). L'efficacité de tels procédés peut se révéler très efficace pour le rabattement de la demande chimique et biologique en oxygène, des matières en suspension et de la pollution bactériologique (plus de 90% de rabattement par rapport aux eaux contaminées, d'après Verhoeven and Meuleman 1999), même si les mêmes auteurs considèrent que le rabattement de C, N et P se situe plutôt aux alentours de 50%. Cependant, d'autres auteurs obtiennent, au moins sur une partie de l'année, des chiffres bien plus élevés (jusqu'à plus de 90% de rabattement des nutriments, e.g. Jing et al. 2001, Abed et al. 2016). Ces processus d'épuration peuvent être modélisés (Ji and Jin 2016), et soulignent l'importance de la végétation submergée et de la profondeur de l'eau pour l'efficacité du rabattement du phosphore (Jing et al. 2001). Ces zones humides peuvent être aménagées dans le lit de la rivière (Jing et al. 2001, Sun et al. 2016), avec écoulement de surface ou de sub-surface, ce qui est possible lorsque la composante débit est suffisante (Chyan et al. 2016). Elles peuvent également être indépendantes du cours d'eau, tels des systèmes d'étangs et de canaux, parfois avec infiltration, avec une bonne efficacité sur le rabattement des nutriments et la diversité zooplanctonique (Ma et al. 2015). Outre leur efficacité, les zones humides artificielles sont considérées comme peu onéreuses, facilement construites et maintenues, et ont une forte facilité d'application en particulier dans les pays en développement ou dans des zones rurales à faibles pressions anthropiques (Kivaisi 2001). Gopal (1999) souligne enfin que le potentiel d'épuration des zones humides a été fortement altéré par la régulation et le drainage des zones humides et des cours d'eau, et que ce potentiel pourrait être restauré.

Certains auteurs ont enfin exploré la possibilité de construire des îles artificielles flottantes pour rabattre les nutriments des masses d'eau (Yeh et al. 2015, Liu et al. 2016, Marois and Mitsch 2016), qui permettent des rabattements comparables aux méthodes évoquées plus haut (même si certaines publications fournissent des valeurs de rabattement très élevées, e.g. Sun et al. 2009), mais dont la pertinence doit être évaluée à l'aide de modèles numériques avant la mise en œuvre (Yeh et al. 2015). De plus, le devenir de la biomasse produite, capable de stocker également d'autres types de contaminants (e.g. métaux lourds) doit être envisagé (Zhao et al. 2012).

#### 5.8.2.1.2. Action directe sur l'écosystème à restaurer

##### Actions sur le compartiment physique

Parmi les actions physiques ou chimiques envisagées pour diminuer la charge en azote et phosphore des masses d'eau, après élimination des sources diffuses et ponctuelles de nutriments, on peut relever 2 grands types de méthodes :

- des méthodes visant à stimuler les processus physico-chimiques immobilisant les nutriments (e.g. piégeage du phosphore dans les sédiments).
- des méthodes visant à éliminer physiquement le contact entre le sol pollué et la masse d'eau.

Une méthode très largement utilisée dans les années 80 pour améliorer le statut trophique des lacs consiste à injecter de l'air (ou de l'oxygène, beaucoup plus efficace, Moore et al. 2012) dans l'hypolimnion (Beutel and Horne 1999). Cette pratique permet de diminuer la demande en oxygène du milieu et de conserver la stratification (Gafsi et al. 2016). Elle favorise l'apport permanent d'oxygène aux organismes benthiques (incluant les micro-organismes), favorisant ainsi le piégeage du phosphore, diminuant la quantité d'ammonium dans les couches profondes (Brzozowska and Gawronska 2009), et diminuant le relargage de composés toxiques potentiellement libérés en conditions anoxiques. Cette oxydation permet en outre la survie des poissons, et du zooplancton dans les couches d'eau fraîche, bien oxygénées, que cette méthode permet de maintenir. Au vu de son coût et de son caractère artificiel, elle reste cantonnée à des systèmes de petite taille à enjeux forts.

Une autre technique largement testée est de soutirer l'eau de l'hypolimnion pour extraire du lac les nutriments et les composés réduits présents en plus grande abondance dans l'hypolimnion des lacs eutrophes anoxiques (Nürnberg 2007). Ce pompage a pour effet de diminuer la concentration en phosphore et en chlorophylle a dans l'épilimnion, d'augmenter la transparence de l'eau, de diminuer l'anoxie et la concentration en phosphore dans l'hypolimnion, en particulier lorsqu'il est effectué sur le long terme (Dunalska et al. 2014). L'effet positif sur l'exportation du phosphore est directement lié au volume exporté et à la concentration en phosphore des eaux, et est donc fortement dépendant de l'hydrologie. Le risque à maîtriser est de ne pas augmenter la température de l'hypolimnion à un point tel que cela entraîne une augmentation de la DBO et la vitesse de relargage des nutriments, mais également une plus grande instabilité thermique du lac, qui peut augmenter la migration des eaux de l'hypolimnion riches en nutriments vers la surface, et entraîner une augmentation de l'eutrophisation en surface. Par conséquent, la méthode est peu efficace sur les lacs peu profonds et peu eutrophisés. Enfin, les auteurs soulignent la nécessité de prendre en charge les eaux pompées (e.g., systèmes d'épuration traditionnels ou zones humides artificielles), car celles-ci peuvent conduire à l'eutrophisation, l'anoxie et le réchauffement des cours d'eau récepteurs.

Enfin, plusieurs travaux mentionnent le recours au dragage des sédiments contaminés, ou le recouvrement de ceux-ci par des sédiments pauvres en nutriments (Yu et al. 2016). Ces auteurs soulignent cependant que, malgré une diminution sensible du relargage d'ammonium dans la masse d'eau, cette opération conduit à une libération importante de nitrates, et suggère de mesurer l'impact de telles mesures sur les autres compartiments de l'écosystème. D'autres expérimentations menées aux Pays Bas se sont révélées plus fructueuses, avec une oligotrophisation et une augmentation significative de l'abondance des macrophytes pour les lacs alcalins (Brouwer and Roelofs 2001). Pour les lacs acides, ces mêmes auteurs désapprouvent l'ajout de chaux, au profit d'une alimentation contrôlée de surface par des eaux alcalines, plus efficace sur le long-terme (Brouwer et al. 2002, Brouwer and Roelofs 2002).

L'amélioration de la qualité trophique des écosystèmes ne s'accompagne pas forcément de recolonisation par les macrophytes, et cela peut être dû à la disparition de la banque de graines, du fait d'une eutrophisation trop ancienne, ou du dragage de celle-ci. Des opérations de revégétalisation par utilisation de banques de graines exogènes sont de ce fait parfois mises en œuvre (Cui et al. 2015).

Beaucoup de méthodes encore en phase de test actuellement ont pour objectif d'utiliser les effets de composés chimiques sur le relargage ou la fixation du phosphore par les sédiments. Les méthodes chimiques utilisées peuvent avoir pour objectif de fixer et de faire sédimenter les nutriments, en ajoutant par exemple des sels d'aluminium, ou de fer en milieu lacustre (Boers et al. 1992, Immers et al. 2015) ou du  $\text{Ca(OH)}_2$  combiné à une aération des couches profondes du plan d'eau, provoquant la

précipitation de calcite liée au phosphore (Dittrich et al. 2011). L'ajout de sels d'aluminium n'est plus recommandé du fait de la toxicité de l'aluminium (Boer et al. 1992). En ce qui concerne le fer, le procédé peut se révéler efficace, mais la qualité des sels ajoutés et leur quantité est à prendre en considération, pour éviter d'éventuels effets toxiques (Bakker et al. 2016). De plus, les expériences soulignent l'effet à court terme du procédé, et le relargage d'une partie du phosphore fixé dans les mois qui suivent l'opération (Immers et al. 2015). Les effets du fer réduit, de l'ammonium et des sulfures sur les différents compartiments de l'écosystème sont par ailleurs soulignés (Kinsman-Costello et al. 2015), avec potentiellement une recolonisation par les macrophytes (Immers et al. 2015) mais un effet différentiel selon les espèces (Immers et al. 2014). D'autres types de manipulation ont été testées : l'ajout de bentonite, de zéolite, ou de composé hybride (bentonite-acide humique), seuls ou en combinaison semble prometteur et conduit d'après certains auteurs à une immobilisation durable et forte du phosphore dans le sédiment (~96.6% de réduction du flux de phosphate et ~75.2% de réduction du flux d'ammonium pour un mélange 1/10/10 de Bephos™, bentonite et zéolite, ces deux derniers composés conduisant respectivement à une immobilisation de 64% and 91.8% du phosphore et 70% and 35.6% de l'ammonium respectivement (Zamparas et al. 2015). D'après ces auteurs, le Bephos™ augmente la part de phosphore liée à l'apatite, la plus réfractaire. D'autres composés hybrides de bentonite ont été testés à grande échelle, comme la bentonite alliée à une faible proportion de Lanthane, une terre rare (Reitzel et al. 2013, Lang et al. 2016, Douglas et al. 2016). Les travaux soulignent l'efficacité de ce mélange dans le piégeage du phosphore, à condition que le milieu soit pauvre en acides humiques ou en co-anions potentiellement compétiteurs du lanthane, et à pH suffisamment élevé. Les travaux considèrent que l'effet toxique sur l'environnement doit être très faible, à condition que la concentration en lanthane reste faible dans le milieu. Les macrophytes montrent une augmentation de la richesse spécifique et de la profondeur de colonisation, le phytoplancton voit sa diversité augmenter, et les cyanobactéries disparaître, mais la question de l'impact sur les organismes benthiques reste à explorer, de même que la dynamique à long terme de l'écosystème, et la variabilité inter-lac observée (Reitzel et al. 2013, Spears et al. 2013, Copetti et al. 2016, Spears et al. 2016). L'ajout de biocharbon (par exemple, issu de la pyrolyse de plantes utilisées en bioremédiation, Zeng et al. 2013) a été testé mais l'efficacité s'est révélée modeste en conditions contrôlées (Lou et al. 2016), et dépend de la qualité chimique du biocharbon utilisé (et donc de l'espèce végétale et de ses conditions de croissance), mais également de la température de pyrolyse et du pH du milieu d'application (Ngatia et al. 2017). L'ajout de nitrate de calcium produit une augmentation efficace de l'émission de N<sub>2</sub> par dénitrification, mais également un relargage important d'azote (nitrate, nitrite, ammonium) dans la lame d'eau, qui peut avoir des effets toxiques sur le milieu aquatique, et qui est donc à proscrire dans les milieux riches en ammonium (Liu et al. 2015), ou à réserver à des milieux faiblement courants.

La figure 5.83, tirée d'une publication traitant des différentes méthodes de contrôle des cyanobactéries (Paerl et al. 2016), présente une synthèse efficace des différentes méthodes possibles pour diminuer l'eutrophisation et ses symptômes en cours d'eau.

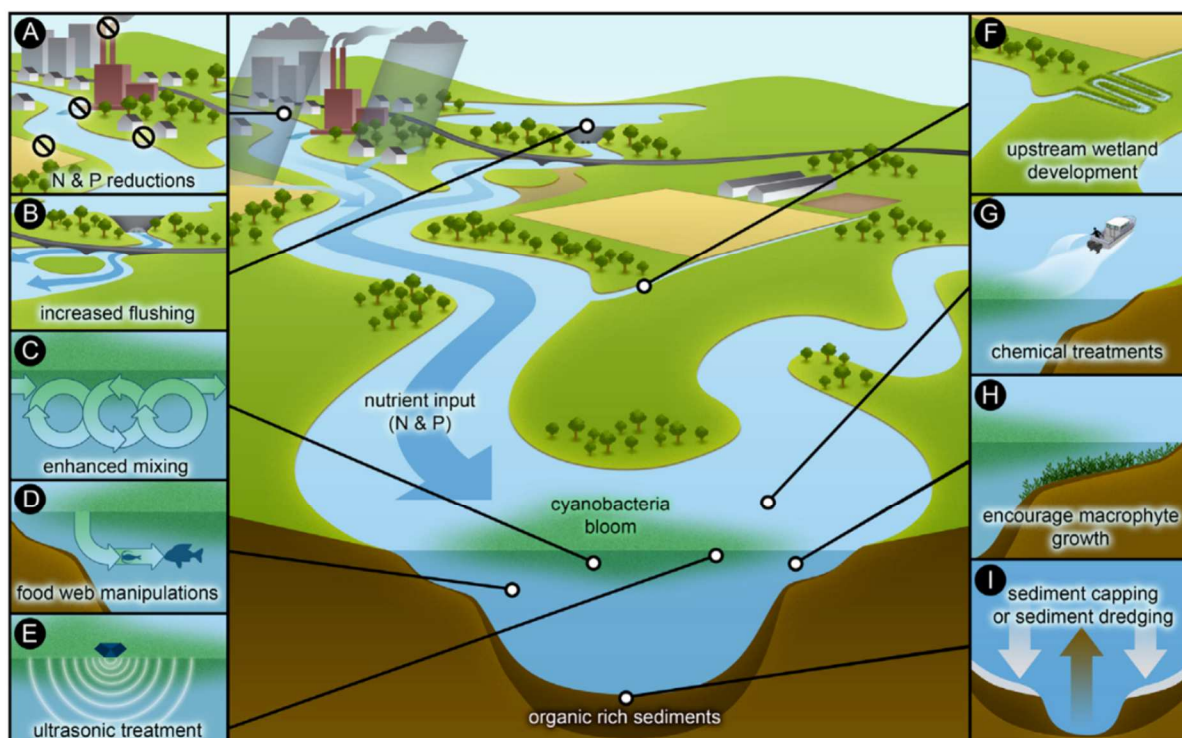


Fig. 5.83. Conceptual illustration of various approaches currently in use to control CyanoHABs, including control measures in the watershed and within the ecosystem. A. Point and non-point source nutrient (in most cases, both N and P) input reductions. B. Increasing flushing rates (decreasing water residence times). C. Mechanically-enhanced vertical mixing. D. Manipulating food webs to encourage filtering and consumption of CyanoHABs. E. Utilizing ultrasound waves to control algal growth. F. Nutrient attenuation/removal through upstream wetland development. G. Application of algaecides, including copper salts, hydrogen peroxide. H. Encourage growth of submersed and emergent aquatic vegetation for nutrient attenuation and removal. I. Dredging and capping of bottom sediments to reduce sediment-water column nutrient regeneration. Extrait de Pearl et al. (2016).

En cours d'eau, outre les méthodes évoquées plus haut, la restauration de la qualité trophique dépend du contexte du bassin versant, de la qualité du sédiment, de l'oxygénation des eaux et de leur température. Dans les cours d'eau à granulométrie grossière, un bon contrôle des apports de nutriments ponctuels, mais également diffus, qui est régi par les pratiques sur le bassin versant, et rabattu par la présence de ripisylve, par exemple, peut conduire à une bonne résilience trophique du cours d'eau (Neal et al. 2000). Dans les cours d'eau à sédiment plus fin, la résilience du système est plus complexe à atteindre et plus fragile. Le sédiment peut, en fonction de sa texture et de sa concentration en matière organique, stocker de grandes quantités de phosphore, dont la labilité dépendra alors de multiples facteurs, contrôlés en partie par la température, le degré d'oxydation, et les processus d'assèchement qui pourraient l'affecter (Boström et al. 1988, Smolders et al. 2006, Kinsman-Costello et al. 2016). Dans ce contexte, l'amélioration de la qualité trophique du cours d'eau pourra être beaucoup plus difficile à atteindre.

#### Actions sur le compartiment biologique

Les nutriments pouvant être en majeure partie contenus dans le phytoplancton, et en particulier les cyanophycées, d'autres méthodes consistent à les faire flocculer et sédimenter en utilisant par exemple de l'alun (chlorure d'aluminium), seul (Smith et al. 2016) ou combiné au chitosane (dérivé de la chitine ayant une forte affinité pour les graisses, Yuan et al. 2016 ; Noyma et al. 2016), de l'amidon cationique (Shi et al. 2016). Ces expériences produisent en général une sédimentation des cyanophycées, une chute du phosphore biodisponible dans le sédiment et du phosphore soluble dans l'eau, mais les conséquences négatives probables pour les communautés vivantes ne sont que rarement évoquées.



Certaines pratiques consistent également à planter des herbiers aquatiques et/ou à exporter la biomasse végétale produite naturellement dans l'écosystème pour exporter le phosphore (cette approche prenant rarement en compte les bénéfices écologiques apportés par la matière fauchée ; voir par exemple les aspects de recyclage sous forme de fertilisants et de nourriture pour animaux (Quilliam et al. 2015) et les biochars évoqués plus haut). Certaines espèces testées (comme *Vallisneria spiralis*) sont extrêmement résistantes à l'eutrophisation par l'ammonium, et peuvent donc être utilisées sans dragage préalable du sédiment (Zhu et al. 2015), les plantes flottantes peuvent avoir des performances différentes, mais les formes de croissances flottantes ont en outre l'avantage sur les plantes submergées d'être efficaces pour modérer le réchauffement des eaux et limiter la croissance du phytoplancton, comme en témoigne la comparaison *Ceratophyllum* et *Eichornia* réalisée par (Sung et al. 2015). Le rôle de la modification hydraulique causée par les plantes sur les flux de sédiments et de nutriments est peu étudiée, malgré la très forte influence des macrophytes sur l'hydraulique (Li et al. 2015a), et les flux sédimentaires (Clarke 2002, Liffen et al. 2011) potentiellement eutrophisés (Klaus et al. 2011).

L'utilisation combinée de gastéropodes et de végétaux aquatiques peut se révéler encore plus efficace que les végétaux seuls, au moins en mésocosmes, les gastéropodes seuls n'étant pas efficaces selon Zhang et al. (2015). Cependant, il est probable que la capacité des organismes animaux à améliorer la qualité trophique des écosystèmes soit sous-évaluée, comme le souligne (Gifford et al. 2007). Ainsi, une autre étude en mésocosme souligne l'efficacité potentielle de *Lymnea* (Jin et al. 2015). Toujours Gifford et al. (2015) soulignent l'efficacité des huîtres perlières pour améliorer la qualité trophique des lagunes, même si l'efficacité d'un autre bivalve, *Dreissena polymorpha* est contestée par l'étude de Greene et al. (2015) qui n'observent pas de diminution de la concentration en P dans l'eau après l'introduction de *Dreissena*, mais plutôt un découplage entre P et chlorophylle a. Enfin, le recours à des pêches sélectives est fréquemment évoqué pour éliminer les espèces responsables du broutage du zooplancton et des macrophytes, et pour ramener des eaux limpides à macrophytes (Hansson et al. 1998). Cependant, les résultats de ces pratiques sont souvent en deçà des espérances, car ces pêches sélectives favorisent le recrutement de poissons zooplanctonivores et/ou benthivores, au moins dans leur jeunes stades, et provoque des réponses « en dents de scie » de la croissance des macrophytes et de la limpidité des eaux (Hansson et al. 1998). Lorsque les préconisations sont remplies (75% de réduction des poissons planctivores, en moins de 3 ans, réduction des poissons benthivores et des recrutements de juvéniles, amélioration des conditions de recrutement des macrophytes, et diminution des intrants phosphorés), on observe cependant une amélioration sensible de la qualité du lac (dominance de végétation et eaux claires) en 5 ans environ. Mais Jeppesen et al. (2012) et Bernes et al. (2013, 2015) en soulignent les limites : l'élimination des planctivores et des benthivores conduit le plus souvent à augmenter la profondeur de transparence mesurée au disque de Secchi et la concentration en Chloa l'année d'intervention et pour une période d'environ 3 ans. L'effet s'estompe après cette période, montrant pas conséquent des résultats peu encourageants sur le long terme. Dans les cours d'eau, la présence d'une plaine alluviale fonctionnelle, avec zones humides et forêts alluviales, ou a minima une ripisylve, favorise également le processus de rabattement des nutriments qui seront alors en grande partie consommés par la végétation aquatique et ripariale, en limitant aussi les apports de sédiments contaminés au cours d'eau (Lester and Boulton 2008, Dosskey et al. 2010, Teufel et al. 2013). Le rôle des débris de bois (large woody debris, LWD de la littérature anglo-saxonne) dans les processus de dénitrification est également bien connu. Ils sont très efficaces pour dénitrifier, d'autant plus que la surface colonisée par les biofilms est importante (Lazar et al. 2014).

#### 5.8.2.2. Mesure des bénéfices

##### 5.8.2.2.1. Paramètres mesurés

Les paramètres mesurés pour évaluer l'efficacité du processus de remédiation sont souvent les paramètres directement visés par l'opération (e.g. azote et phosphore, Richards and Baker 1993, Bootsma et al. 1999, Brouwer et al. 2002, Paerl et al. 2016, Rasanen et al. 2016), ou les paramètres de contrôle de leur labilité ( e.g. l'oxygène et la stratification thermique, Gafsi et al. 2016) ; les auteurs

déplorent souvent ce manque d'exhaustivité, comme en témoignent les éléments bibliographiques ci-dessus. Lorsque les paramètres biologiques sont pris en considération, ils peuvent être de nature variée, et les auteurs ne justifient pas toujours clairement les motivations du choix de telle ou telle métrique. De nombreuses études utilisent la composition des végétaux aquatiques, et parfois leur biomasse, en vertu du pouvoir indicateur des espèces, et de leur lien direct avec la disponibilité en nutriment pour leur croissance (e.g. Bootsma et al. 1999, Brouwer et al. 2002). Certains auteurs se focalisent sur les invertébrés aquatiques, dont la présence et le régime alimentaire sont contrôlés par le degré d'oxydation de la lame d'eau et la quantité de carbone organique, eux même directement contrôlés par la trophie du milieu. Ainsi, certains auteurs utilisent les invertébrés aquatiques et leurs indices normalisés, avec le problème que les points de basculement des communautés sont supérieurs au seuil législatif, rendant ces indices potentiellement inefficaces pour déceler l'amélioration (Sundermann et al. 2015). Ces auteurs préconisent donc des indices adaptés, tels l' EPT reposant sur le tryptique (Ephemeres, Plecoptères, Trichoptères), groupes qui sont considérés comme polluo-sensibles, et sensibles également à la géomorphologie et la morphologie du cours d'eau (Doll et al. 2016). Certains auteurs utilisent même un seul groupe, (comme par exemple les chironomes, Walkowiak et al. 2016), qui présentent l'avantage, du fait de leur stade larvaire benthique, d'être très sensibles au degré d'oxydation du sédiment, et à la qualité de la matière organique. Des métriques assez globales sont parfois utilisées, comme la diversité alpha et beta (ici pour des insectes Sueyoshi et al. 2016), ou la diversité fonctionnelle, globale ou par niveau trophique (Hulot et al. 2000). Les auteurs peuvent s'intéresser également au plancton. Lorsque la donnée diachronique a été récoltée sur matériel frais, il est bien sûr possible de mesurer directement la composition des communautés planctoniques au fil du temps, ou la biomasse et la croissance du périphyton (Bowes et al. 2007) et d'en déduire le degré de résilience de l'écosystème et la vitesse avec laquelle cette résilience s'opère (e.g. Kelly and Wilson 2004, Wu et al. 2015). Les communautés microbiennes sont également souvent considérées, soit directement (activité, structure et fonction, e.g. Rasanene et al. 2016, Meyer-Reil and Koster 2000), soit en mesurant les métabolites produits, comme les acides gras produits par les biofilms, utilisés pour identifier le régime thermique et la trophie des sites (DeForest et al. 2016). Certaines métriques permettent d'avoir une vision diachronique du processus d'eutrophisation ou d'oligotrophisation post restauration sur le temps long, comme les pigments des algues fossiles, telles les chlorophytes et les algues siliceuses, dont l'abondance est corrélée aux phosphates, et qui sont dosés pour mesurer la résilience d'un système depuis 1960 à l'aide de l'analyse d'une carotte de sédiment (Chen et al. 2016b).

Un certain nombre de travaux proposent des indices intégrateurs, à partir de métriques physiques et biologiques, pour mesurer le degré d'eutrophisation des milieux aquatiques. Ainsi, Ochocka and Pasztaleniec (2016), Ejsmont-Karabin and Karabin (2013), Zalack et al. (2010) ou Carvalho et al. (2013) détaillent les indices mis au point pour le plancton animal ou végétal ; d'autres ont été élaborés pour les végétaux aquatiques (Hansen and Snickars 2014, Kolada et al. 2014, Ciecierska and Kolada 2014, Seo et al. 2014, Karus and Feldmann 2013), ou pour les invertébrés (Sandin and Johnson 2000, Smith et al. 2007, Krodziewska and Kostecki 2015, Pereira et al. 2016), ou enfin pour les poissons (Argillier et al. 2013, Lyche-Solheim et al. 2013, Menezes et al. 2015). Rares sont les publications qui comparent différents indices, et tentent de les unifier (e.g. Kolada et al. 2016, Rocha et al. 2015, Christia et al. 2014, Hu et al. 2014, Niemi et al. 1993), comparaisons indispensables, car elles pourraient guider le gestionnaire vers l'optimisation de la mesure de la réponse biologique, mais qui peuvent masquer l'intérêt particulier d'un compartiment biologique dans l'analyse de l'eutrophisation dans un contexte biogéochimique, géologique et climatique particulier (Lyche-Solheim et al. 2013). La redondance d'indices doit donc être considérée avec parcimonie.

#### *5.8.2.2.2. Temps de résilience observé*

La résilience de la qualité trophique des eaux peut être très rapide en cours d'eau (e.g., rabattement de 75% du phosphore dans un cours d'eau calcaire avec la mise en place d'une station d'épuration, et ce

en 1 an), et même en lac peu profond (e.g. en 3 ans, amélioration significative de la qualité trophique d'un lac peu profond après biomanipulation et élimination des sources de phosphore (Hansson et al. 1998). Cependant, dans certaines situations plus complexes (e.g. lagunes, baies, ou écosystèmes de plus grande taille, ou plus profonds), le processus peut être beaucoup plus lent : dans l'exemple choisi par Little et al., après 30 ans, l'écosystème est encore soumis à de fortes périodes d'anoxie, malgré une amélioration sensible de la qualité des eaux depuis 1970 (Little et al. 2000). Une synthèse partielle des retours d'expérience (Tableau 5.7) concernant les opérations de restauration souligne que pour la plupart des lacs étudiés, la résilience, a minima les concentrations en phosphore, peuvent être assez rapides (moins de 10 ans). Concernant les communautés vivantes, les résultats sont plus contrastés : les végétaux recolonisent lentement les sites, même si on peut avoir une bonne réapparition des espèces. Les invertébrés sont a priori beaucoup moins résilients, avec des pas de temps pouvant dépasser 30 ans (éphéméroptères). De même, certains auteurs soulignent la lenteur avec laquelle le réseau trophique se reconstitue (environ 50 ans après une coupe de bois), et soulignent le manque de pérennisation des résultats observés dans certaines situations. De même, il s'avère, au moins pour les restaurations lacustres, que le succès de restauration peut varier sensiblement d'un lac à l'autre, pour les mêmes opérations de restauration, soulignant l'effet important de la profondeur et de la surface du lac dans la résilience observée. Dans les situations d'échec, de nouvelles expérimentations, consistant à creuser des gravières profondes dans la zone peu profonde du lac, afin de piéger les sédiments fins eutrophisés, ou de créer des îles pour réduire le fetch du lac (surface uniforme offerte aux vents), ont été proposées (Gulati and van Donk 2002), mais l'efficacité de ces mesures en termes de résilience reste à évaluer et s'inscrit forcément dans le temps long (plus de 10 ans).

Tableau 5.7. Temps de résilience observés dans différentes opérations de restauration.

	temps de résilience		contexte	référence
	moins de 10 ans	de 10 à 30 ans		
2 à 10 ans			Lac Cara, Irlande, après la grande famine de 1845 Lac Caro, eutrophisé au phosphore dans les années 60, restauré de 2003-2008 par la construction d'une zone humide tampon, l'ajout d'alun, et le recouvrement de zéolite modifiée sur les sédiments contaminés	Donohue, I., et al. (2010). "Rapid ecosystem recovery from diffuse pollution after the Great Irish Famine." Ecological Applications 20(6): 1733-1743.
environ 5 ans environ 1 an pour les nutriments, les invertébrés et les poissons			cours d'eau urbain restauré restauration d'un lac hyper-eutrophe par des techniques multiples (diminution des intrants, replantation d'herbiers, zone humide tampon, etc), mais diminution des intrants phosphorés progressive	Ozkundakci, D., et al. (2010). "Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake." Ecological Engineering 36(4): 396-405. Arango, C. P., et al. (2015). "Rapid ecosystem response to restoration in an urban stream." Hydrobiologia 749(1): 197-211.
environ 2 ans pour la richesse spécifique des végétaux et invertébrés, moins rapide pour l'abondance		plus de 20 ans		Battoe, L. E., et al. (1999). The role of phosphorus reduction and export in the restoration of Lake Apopka, Florida. Biggs, J., et al. (1998). "Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V - Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8(1): 241-255.
environ 10 ans pour la qualité des eaux et la végétation de 3 à 10 ans suivant le pH des lacs			lac Naardermeer (Pays bas) restauré par réduction des intrants phosphatés, et dragage des sédiments contaminés. restauration de 15 lacs par élimination des sédiments contaminés et apport d'eau alcaline dans les lacs acidifiés 2 lacs urbains en Allemagne, élimination des effluants phosphorés.	Bootsma, M. C., et al. (1999). "Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands." Biological Conservation 90(3): 193-201. Brouwer, E. and J. G. M. Roelofs (2001). "Degraded softwater lakes: Possibilities for restoration." Restoration Ecology 9(2): 155-166. Hilt, S., et al. (2010). "Submerged Macrophyte Responses to Reduced Phosphorus Concentrations in Two Peri-Urban Lakes." Restoration Ecology 18: 452-461. Immers, A. K., et al. (2015). "Fighting internal phosphorus loading: An evaluation of the large scale application of gradual Fe-addition to a shallow peat lake." Ecological Engineering 83: 78-89.
amélioration rapide (transparence, P dissous, cyanobactéries), mais fugace recolonisation des éphéméroptères			lac Terra Nova, élimination des intrants, puis ajout de fer	Kolar, C. S., et al. (1997). "Conditions for the return and simulation of the recovery of burrowing mayflies in western Lake Erie." Ecological Applications 7(2): 665-676.
qualité estimée par le phytoplancton passe de "mauvaise" à "modérée" en 4 ans			lac Erié, résultats observés et modélisation	Lang, P., et al. (2016). "Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application." Water Research 97: 55-68.
		environ 10 ans pour obtenir la résilience de communautés vivantes de lac arctique, mais résilience complète non observée.	lac Flemington, soumis à des apports de bentonite-lanthane	
amélioration sensible de la qualité des lacs (phosphore, plancton, macrophytes) en 24 mois, mais forte variabilité inter-lacs			lac Imandra, au nord est de la Russie, observation de la résilience sur 10 ans après arrêt de l'eutrophisation	Moiseenko, T. I., et al. (2009). "Long-term modification of Arctic lake ecosystems: Reference condition, degradation under toxic impacts and recovery (case study Imandra Lakes, Russia)." Limnologia 39(1): 1-13.
Environ 5 ans			comparaison de la réponse de 18 lacs à l'ajout de bentonite-lanthane	Spears, B. M., et al. (2016). "A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock (R))." Water Research 97: 111-121.
moins de 5 ans pour la chimie		de 20 à 50 ans pour le réseau trophique complet	généralités : diminution des poissons planctivores, benthivores, et de leur recrutement, diminution des intrants, et amélioration des conditions de recrutement des végétaux altération et résilience d'une rivière après coupe de bois dans le bassin versant	Hansson, L. A., et al. (1998). "Biomaniipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes." Ecosystems 1(6): 558-574. Ishikawa, N. F., et al. (2016). "Terrestrial-aquatic linkage in stream food webs along a forest chronosequence: multi-isotopic evidence." Ecology 97(5): 1146-1158.
réduction de 75% du phosphore en 20 ans, mais fort relargage sédimentaire, et amélioration du réseau trophique instable et relativement fugace			généralités : diminution des poissons planctivores, benthivores, et de leur recrutement, diminution des intrants, et amélioration des conditions de recrutement des végétaux	Jeppesen, E., et al. (1999). "Lake and catchment management in Denmark." Hydrobiologia 395-396: 419-432.
état d'équilibre atteint au bout de 5 à 10 ans pour l'azote		état d'équilibre atteint au bout de 10 à 15 ans pour le phosphore, shift du rapport N/P vers un N contrôlé. Fragilité de l'état stable car poissons omnivores qui peuvent atteindre le zooplancton dans les refuges	généralités : diminution des poissons planctivores, benthivores, et de leur recrutement, diminution des intrants, et amélioration des conditions de recrutement des végétaux	Jeppesen, E., et al. (2007). "Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - some recent findings and challenges ahead." Hydrobiologia 584: 239-252.

### Causes d'échec des restaurations

Parmi les causes susceptibles d'affecter la réussite des opérations de restauration sont évoquées le changement climatique, susceptible d'augmenter la température de l'eau et l'hypoxie du sédiment, et par conséquent la mobilité du phosphore (Jeppesen et al. 2010). Celui-ci peut aussi intervenir indirectement, via le déséquilibre des peuplements piscicoles, qui tendent à s'homogénéiser et à perdre leur diversité fonctionnelle (Menezes et al. 2015), mais également par la recolonisation des sites restaurés par des espèces exogènes, susceptibles de modifier le fonctionnement de l'écosystème (e.g. poissons omnivores, Jeppesen et al. 2000, ou poissons benthivores, augmentant la remise en suspension du phosphore (Jude et al. 1996). D'autres espèces invasives, en modifiant en profondeur les réseaux trophiques, par exemple par leur activité de prédation, peuvent également mettre en péril les opérations de restauration (Souti-Grosset et al. 2016).

Certains auteurs (e.g. Thomas et al. 2016) soulignent la vulnérabilité différentielle des sols aux lessivage des nutriments, en fonction de leur granulométrie et de leur rugosité, insistant sur les risques d'eutrophisation (azote et phosphore) beaucoup plus élevés dans les zones où le bassin versant présente des sols peu épais et à faible rugosité. De surcroît, le type de végétation (e.g. roselières versus phalaridaies) peut modifier la remobilisation de la matière organique et les processus de nitrification (De Jager et al. 2015). Certains auteurs ont développé un indice de stress, intégrant différentes dimensions de facteurs anthropiques susceptibles d'affecter les organismes, et l'ont testé sur les végétaux aquatiques des étangs, démontrant que les métriques et les formes de croissances des végétaux répondent de manière différentielle à la combinaison de stress, et que l'eutrophisation peut être un facteur parfois secondaire dans l'altération des écosystèmes, comparativement à d'autres facteurs anthropiques (Han et Cui 2016). Ainsi, Emilson et al. (2016) montrent que les communautés microbiennes des cours d'eau peuvent être altérées par une histoire des pratiques anthropiques sur le bassin versant, diminuant ainsi leur efficacité fonctionnelle. Enfin, le fait que la restauration se focalise sur les seuls paramètres directement liés à l'eutrophisation, sans tenir compte des altérations physiques des cours d'eau (e.g. hydrologie, qualité et structure des habitats physiques), ne permettent pas une bonne résilience des communautés d'invertébrés des cours d'eau impactés (Cook et al. 2015). De même, l'effet des vagues, qui lui-même dépend de la surface du milieu aquatique et de son positionnement par rapport aux vents dominants, peut être un facteur bien connu d'échec des restaurations, en favorisant la remise en suspension du sédiment, et empêchant la recolonisation végétale (Van Zuidam and Peeters 2015), ou arrachant directement les végétaux lorsque leur densité devient trop faible, via la contrainte hydraulique (Schoelynck et al. 2015).

De surcroît, l'efficacité de procédés de restauration peut être diminuée par d'autres facteurs anthropiques tels que la présence de micro-polluants, qui peuvent diminuer l'efficacité des plantes épuratrices (e.g., antibiotique sulfadiazine qui diminue significativement la croissance et la biomasse de la plupart des macrophytes testés (Chen et al. 2016a) ou le trinitrotoluène, qui peut également affecter l'efficacité de l'épuration biologique (Nitoi et al. 2015)). De même, probablement du fait de leur activité allélopathique, les HAB peuvent également inhiber la croissance des végétaux et affecter leur activité épuratrice (Xu et al. 2015).

Lorsque les auteurs utilisent des adjuvants chimiques (alun, fer, bentonite, chaux, etc), les effets de ces adjuvants peuvent être fortement dépendants de la qualité des sédiments dans le milieu aquatique. Ainsi, dans le cas de la remédiation utilisant du fer, le succès dépend de la présence de matière organique et de silicate réactif, qui diminuent l'efficacité du piégeage (Merino-Martos et al. 2015).

#### 5.8.2.2.3. Apport de la modélisation

De nombreux travaux ont recours à des modèles pour appréhender les différentes dimensions du processus d'eutrophisation, la vitesse de résilience, son efficacité, et les temps de réponse des compartiments impactés. Ces modèles peuvent simuler les réseaux trophiques, en reconstruisant le réseau d'interaction entre les niveaux trophiques, et les différents compartiments biologiques, et

prendre en considération la dynamique des nutriments et des composés clés régissant leur biodisponibilité (e.g. oxygène). De tels modèles peuvent déterminer le rôle des différentes espèces de poisson et leur impact sur la cascade trophique : la diversité des poissons est essentielle pour préserver les écosystèmes des simplifications des cascades trophiques, déclenchant le passage vers des eaux turbides.

D'autres modèles se focalisent sur les flux de nutriments et tentent de reconstruire à partir de données récoltées sur le long terme, les flux d'azote passés et à venir, en fonction des pratiques (régulation des cours d'eau, augmentation de la productivité, van Grinsven et al. (2015)). De tels modèles sont également développés pour les systèmes fluviaux, afin de hiérarchiser les éléments capables de piéger le phosphore (Gonzalez-Sanchis et al. 2015). La modélisation peut identifier à l'échelle des bassins versants les hot spots de dénitrification potentielle, et servir de base pour les choix de restauration (Pinay et al. 2015).

Certains modèles développés permettent de prioriser les opérations de restauration et d'en prédire le bénéfice (Wu et al 2006) : par exemple, d'où viennent les nutriments responsables de la dynamique du plancton (sédiment, apports externes, recyclage interne) et quel est le facteur limitant (P, ou N et P, les rapports entre ces éléments ?) et ainsi de déterminer si le contrôle des intrants suffira pour la restauration, ou s'il faudra envisager d'autres actions (e.g. blocage des nutriments du sédiment, Li et al. 2015b)

Certains auteurs utilisent des modèles pour prédire les sorties des zones humides artificielles de grande envergure : le débit, la vitesse du courant, les matières en suspension et les nutriments (Jin and Ji 2015). La modélisation permet également, dans la même logique, de déterminer les variables de contrôle de l'efficacité des stations d'épuration (Chen et al. 2015a).

Enfin, certains modèles, comme celui développé sur le lac Erié, ont pour objectif de prévoir la résilience de groupes taxonomiques après une restauration trophique, en fonction des différentes pressions concomitantes (Kolar et al. 1997).

### 5.8.3. Restauration des milieux marins

La conséquence la plus délétère de l'eutrophisation est l'anoxie des eaux qui excluent pratiquement toute vie animale. De plus, les milieux anoxiques favorisent le recyclage du phosphore et de l'azote à l'interface eau-sédiment, générant une forme de cercle vicieux. Conley (2012) a commenté l'application potentielle à la mer Baltique de techniques d'oxygénation : le brassage de l'eau par des pompes est coûteux et modifie la circulation et la température naturelle des eaux. Pour Conley (2012), la réoxygénation rapide des eaux risque aussi de favoriser la colonisation de vers fousseurs qui pourraient relarguer dans l'eau les contaminants enfouis de la mer Baltique.

Une autre conséquence importante de l'eutrophisation réside dans l'accumulation de nutriments dans les sédiments, en particulier le phosphore (Boers *et al.* 1998). Les traitements des sédiments par de la cendre de charbon en granulés (Asakoa *et al.* 2009) ou des produits chimiques comme le polychlorure d'aluminium (Rydin 2014), ont une portée géographique limitée et leurs effets sur le long terme posent question (Conley 2012). L'abattement des concentrations de P et N dans l'eau contribue naturellement à la diminution des stocks sédimentaires par simple échange diffusif. En milieu marin, les modèles s'intéressent à aussi bien à N qu'à P et Si. Un des tout premiers modèles sur la restauration naturelle des sédiments côtiers marins en N suggère plusieurs dizaines d'années pour envisager un retour à des conditions de référence (Stoetaert et Middleburg 2009).



#### 5.8.3.1. Actions sur les causes

L'enrichissement des eaux marines en nutriments provient essentiellement des activités humaines sur les bassins versants. Le temps de résidence est un cofacteur important de l'eutrophisation des écosystèmes côtiers. Théoriquement, l'augmentation du taux de renouvellement de leurs eaux devrait favoriser l'exportation des nutriments dans les eaux océaniques. Cependant, l'intervention sur la géomorphologie et l'hydrodynamisme des écosystèmes aquatiques nécessiterait une connaissance approfondie sur les réponses des biocénoses à ce type d'aménagement (Valiela *et al.* 1997).

La diminution des apports de N et P dans les eaux côtières est une voie nécessaire mais non exclusive pour les restaurer par rapport à l'eutrophisation. Le transfert de nutriments d'amont en aval le long du continuum peut être ralenti par des aménagements sur les bassins versants comme l'utilisation de fossés de drainage végétalisés pour retenir les particules et abattre les nutriments dissous (Moore *et al.* 2010), la restauration des zones ripariennes (Hassett *et al.* 2005, Leigh *et al.* 2013) et humides (Paludan *et al.* 2002). Ce type d'aménagement ne peut cependant pas se substituer à une diminution des pressions (Camacho *et al.* 2012).

Les rejets industriels et domestiques peuvent constituer une source importante de nutriments pour les écosystèmes côtiers. Leur traitement pour N et P conduit inévitablement à une amélioration lorsqu'ils sont à l'origine d'un état eutrophe voire hyper eutrophe (Brosnan et O'Shea 1996, Mallin *et al.* 2005). Les flux diffus en particulier, ceux de l'agriculture, sont plus difficiles à abattre (Boesch *et al.* 2001). Le niveau d'eutrophisation des écosystèmes littoraux dépend en partie de celui des écosystèmes qui les alimentent en eaux douces et donc des actions de restauration effectuées en amont du continuum eau douce/eau de mer (Paerl 2009). Les actions pour abattre les concentrations de nutriments dans les fleuves des pays occidentaux ont été plus efficaces pour P que pour N, conduisant à une augmentation ces dernières décennies des rapports N:P dans les eaux douces qui alimentent les mers côtières européennes (Grizzetti *et al.* 2012). Ce déséquilibre stœchiométrique dans la fertilisation des eaux côtières est susceptible d'entraîner de profonds changements dans les réseaux trophiques (Conley 2000, Glibert 2010, Glibert *et al.* 2011). Ainsi, Yamamoto (2003) estime que la baisse préférentielle des concentrations de P par rapport à N dans les apports de nutriments à la Mer de Seto (Japon) a probablement changé la composition des producteurs primaires et ainsi contribué au déclin de la pêche. La stratégie de n'abattre que le phosphore dans les apports aux écosystèmes aquatiques (Schindler *et al.* 2008, Schindler 2012) aggraverait donc le déséquilibre nutritionnel qui existe déjà dans un certain nombre d'eaux côtières. Avant d'établir une stratégie unique à tous les écosystèmes, il semble nécessaire de mieux en comprendre le fonctionnement (voir Schindler et Hecky 2009, Schelske 2009, Bryhn et Håkanson 2009, Jacoby et Frazer 2009, Conley *et al.* 2009, à la suite de Conley *et al.* 2009).

#### 5.8.3.2. Actions sur les symptômes

Les actions sur les symptômes consistent à agir sur les producteurs primaires : phanérogames, macroalgues et microalgues.

Les phanérogames (herbiers à zostère, posidonies, cymodocées, etc.) constituent le plus souvent les principaux représentants des végétaux des écosystèmes marins peu profonds possédant des sédiments meubles. Un certain nombre d'actions de restauration consistent à replanter des phanérogames (Bastyan et Cambridge 2008, Hengst *et al.* 2010). Mais les sédiments doivent auparavant présenter un certain degré de restauration, car de fortes concentrations en nutriments comme l'ammonium peuvent s'avérer toxiques pour les phanérogames (Kaldy *et al.* 2004). D'autre part, les actions de replantage ne peuvent le plus souvent se limiter qu'à quelques hectares (Leschen *et al.* 2010).

La prolifération des macroalgues sur les estrans est devenue emblématique de l'eutrophisation du littoral. L'exploitation de ces macroalgues peut constituer une aide à la restauration et une ressource économique (Smetacek et Zingone 2013). L'enlèvement des tapis de macroalgues limite les anoxies liées à leur décomposition et évitent dans la mesure du possible la dégradation des biocénoses benthiques



sous-jacentes. La collecte des macroalgues favorise l'exportation des nutriments de l'écosystème. Les macroalgues collectées peuvent être ensuite valorisées. En France, le CEVA (Centre d'Étude et de Valorisation des Algues), labellisé Institut Technique Agro-Industriel par le ministère en charge de l'agriculture et de la pêche, a dans ses missions d'étudier et d'exploiter les macroalgues.

Des actions curatives ont aussi été mises en place pour limiter les effets néfastes des proliférations de microalgues, en particulier celles présentant des effets toxiques pour les fermes piscicoles et conchylicoles. Différentes approches ont été testées, comme la dispersion directe d'argiles sur les blooms de microalgues (Sengco *et al.* 2001, Lu *et al.* 2015). D'autres voies de lutte contre les proliférations microalgales ont été explorées comme l'utilisation de zooplancton, de virus et de bactéries algicides (Imai *et al.* 2006). Cependant, tous ces traitements peuvent entraîner des modifications dans l'écosystème dont toutes sont probablement loin d'être connues. Archambault *et al.* (2004) ont montré par exemple que l'addition répétée d'argiles dans le milieu pouvait entraîner des perturbations dans la croissance du bivalve fouisseur *Mercenaria mercenaria*.

Si la restauration des espèces qui exercent un contrôle sur le phytoplancton, comme les populations naturelles de bivalves filtreurs, peuvent participer à celles des réseaux trophiques (Fulford *et al.* 2007), elle ne peut vraiment servir de lutte contre l'eutrophisation à des niveaux naturels de biomasse (Pomeroy *et al.* 2006, Fulford *et al.* 2010). En revanche, la culture de bivalves filtreurs peut s'avérer efficace pour accompagner l'oligotrophisation de certains écosystèmes côtiers car la récolte constitue une exportation de nutriments de l'écosystème (Carmichael *et al.* 2012, Petersen *et al.* 2014). Mais les élevages de bivalves modifient les cycles biogéochimiques des nutriments, en particulier le recyclage des nutriments dans leur environnement immédiat (Souchu *et al.* 2001, Stadmark et Conley 2011) et les activités conchylicoles peuvent parfois être des vecteurs d'anoxie (Chapelle *et al.* 2001).

#### 5.8.3.3. Résultats sur les écosystèmes cotiers

Les critères pour évaluer la restauration reposent sur la reconstitution structurelle et fonctionnelle des écosystèmes.

Dans les écosystèmes côtiers peu profonds, la recolonisation des fonds par les producteurs primaires passe d'abord par la diminution de la biomasse phytoplanctonique. Dans le cas d'écosystèmes eutrophes et hypereutrophes, un abattement substantiel des apports en nutriments conduit souvent à celui de la biomasse phytoplanctonique, mais il reste difficile de prévoir quelle structure prend la nouvelle communauté phytoplanctonique (Collos *et al.* 2009, Lie *et al.* 2011, Leruste *et al.* 2016). Lorsque la biomasse microalgale devient suffisamment faible pour permettre un retour à l'éclairement des fonds, les herbiers peuvent coloniser à nouveau les sédiments comme dans le cas de la baie de Tampa (US-Floride, Greening et Janiki (2006). Parfois, la restauration des producteurs primaires benthiques reste bloquée au stade des macroalgues (Troell *et al.* 2005). Lorsque les herbiers sont restaurés, les invertébrés benthiques qui leur sont associés peuvent se re-développer à nouveau (Lardicci *et al.* 2001, Verdelhos *et al.* 2005). Le retour de grands prédateurs comme les loutres de mer peut lui-aussi accélérer la reconquête des herbiers au travers d'un système de cascade trophique (Hughes *et al.* 2013). Cet exemple traduit la complexité des réponses d'un écosystème à une modification des intrants en nutriments, en l'occurrence leur diminution. Comme le montrent Diaz-Pulido *et al.* (2009) avec différents récifs coralliens, la restauration des écosystèmes marins est sans doute propre à chaque écosystème (Duarte *et al.* 2015).

Des écosystèmes côtiers emblématiques ayant fait l'objet d'une stratégie de réduction des apports de nutriments comme les baies de Chesapeake et de Tampa, les eaux côtières danoises ou la mer des Wadden (partie hollandaise), ont en effet des trajectoires de restauration différentes (Carstensen *et al.* 2011). Mais ils ont en commun avec la Mer Baltique (Möllmann *et al.* 2009) et avec d'autres écosystèmes marins, de ne pas avoir retrouvé leur structure d'origine, en tout cas celle définie comme référence (résilience de type b, figure 5.79).

L'évolution du climat, en particulier l'augmentation de température, est évoquée pour expliquer ce changement de référence (voir Riemann *et al.* 2016 pour les eaux côtières danoises, Williams *et al.* 2010 et Harding *et al.* 2015 pour la baie de Chesapeake, Möllmann *et al.* 2009 pour la mer Baltique). La surpêche (Mer Noire, Oguz et Velikova 2010 pour la Mer Noire, Möllmann *et al.* 2009 pour la mer Baltique) mais aussi les pesticides (Sundbäck *et al.* 2007) sont autant de facteurs venant interférer avec la baisse des apports en nutriments dans la réorganisation des écosystèmes. Les écosystèmes se recomposent parfois avec des espèces invasives qui peuvent contribuer à leur restauration (Norkko *et al.* 2012). Ce dernier exemple illustre le fait que les écosystèmes ont tendance à retrouver plus facilement leurs fonctionnalités que leur structure (Duarte *et al.* 2015).

#### 5.8.4. Conclusions

La connaissance encore partielle des évolutions tendancielle des phénomènes d'eutrophisation rend encore plus ténu celle des processus de restauration des écosystèmes marins. Il n'existe probablement pas de stratégie unique pouvant s'appliquer à tous les écosystèmes marins et les réponses à un changement dans la fertilisation sont probablement de type idiosyncratique (Duarte *et al.* 2015), c'est à dire qu'elles sont susceptibles de varier autant qu'il y a d'écosystèmes.

Dans la plupart des cas, les actions sur le bassin versant sont fondamentales pour envisager la restauration des écosystèmes aquatiques par rapport à l'eutrophisation (Gee *et al.* 2010). Même si les seuls traitements des symptômes ou des conséquences de l'eutrophisation peuvent paraître vains, ils s'avèrent pertinents dans certains cas, en particulier lorsqu'ils sont conjugués avec un traitement des causes.

Il est apparu difficile de trouver des exemples d'écosystèmes marins ayant fait l'objet d'une restauration aboutie par rapport à l'eutrophisation. Ceux pour lesquels une diminution des apports de nutriments a été réalisée n'ont pas encore atteint les critères associés à la référence. Compte tenu des estimations du temps qu'il faut aux sédiments pour exporter naturellement leurs excédents en nutriments (plusieurs dizaines d'années), on ne peut que constater que les échelles de temps liées au fonctionnement des écosystèmes se produisent sur plusieurs cycles de gestion (Kemp *et al.* 2009).

Il reste donc beaucoup d'inconnues sur les processus de restauration des écosystèmes aquatique par rapport à l'eutrophisation en raison :

- du manque de connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, en particulier
- des interactions avec les autres altérations.

## 5.9. Vulnérabilité

Yves Souchon

Irstea Lyon

### 5.9.1. Le concept de vulnérabilité

La notion de vulnérabilité est mobilisée dans différentes sphères thématiques, tant bio-physiques, écologiques que socio-économiques pour évaluer un risque d'altération directe ou indirecte du bien être humain<sup>4</sup> ou des écosystèmes (Ader, 2006 ; Barcena et al., 2017 ; voir aussi De lange et al., 2010 et Hufschmidt, 2011, pour des analyses plus complètes du concept). Les grandes expertises mondiales, telles le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) ou l'Intergouvernemental Panel on Climate Change (IPCC, 2001, 2007 a et b, 2014) ont mobilisé ce concept dans un cadre mondial onusien.

On retiendra qu'une analyse de vulnérabilité suppose (i) une **cible**, partie d'un système général (ex. les écosystèmes riverains vis-à-vis des inondations, écosystèmes côtiers par rapport à l'érosion, des segments de cours d'eau par rapport à des pollutions), (ii) un **risque d'altération** de cette cible (ex. pour les inondations et l'érosion on s'intéressera à des aléas météorologiques et à leur traduction en caractéristiques hydrauliques ; pour les pollutions à des charges polluantes), (iii) une **sensibilité de cette cible** à l'altération, c'est à dire une capacité à supporter l' (les) événement (s) perturbateurs et leur intensité et (iv) une **capacité à se reconstruire** ultérieurement (résilience).

Ces différentes composantes de la notion de vulnérabilité varient avec les propriétés intrinsèques des écosystèmes récepteurs et avec les enjeux sociétaux. La vulnérabilité est donc à définir avec soin pour ces différentes composantes, cible, risque d'altération, sensibilité, résilience, en maîtrisant bien et en rendant explicite toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui les relie. Il est essentiel de bien préciser le cadre spatial et temporel de l'exercice et ses limites de confiance.

A noter que dans le cadre de la directive nitrates, des zones dites **vulnérables** ont été instituées dans les secteurs où les teneurs en nitrates avoisinent les 50 mg/L ; mais il s'agit d'une cible santé humaine, hors champ de cette expertise et non de la vulnérabilité écologique des milieux. En 2013, les zones vulnérables couvraient 55 % de la SAU (Surface Agricole Utile) française (Soes, 2014).

### 5.9.2. Application du concept de vulnérabilité à l'eutrophisation

La notion de vulnérabilité est appréciée dans la sphère de la gestion des cours d'eau, car elle permet en théorie d'adapter les réglementations à la réalité des situations rencontrées. La majorité des analyses de risque proposées jusqu'alors par la littérature reposent essentiellement sur une base hydro-géo-chimique : elles calculent un transfert de nutriments depuis les bassins versants jusqu'aux cours d'eau selon différents modèles des plus frustes aux plus sophistiqués (chap. 5), parfois calés avec un faible nombre de stations de contrôle (ex. stations de réseaux de surveillance) et estiment un risque eutrophisation sur la seule base de seuils de flux et concentrations en nutriments. Par exemple, au niveau de l'Europe, le JRC a publié un risque d'eutrophisation défini a priori sur les limites de concentrations en mg/L N : 0,5 = risque faible ; 0,5 à 1,5 = risque moyen et > 1,5 risque fort. Ajouté au fait que le P n'est pas pris en considération, notamment pour les masses d'eau continentales, et au vu des concentrations connues sur le continent européen, qui sont en général beaucoup plus élevées, ce

---

<sup>4</sup> Human well-being: the condition of living well. It has multiple constituents, including basic material for a good life, freedom of choice and action, health, good social relations, and security. These constituents, as perceived by people, are situation dependent, reflecting local geography, culture, and ecological circumstances. Sensu MEA.

calcul de risque effectué à une maille lâche de 180 km<sup>2</sup> est très peu performant pour discriminer finement des situations continentales à risque.

Au final, il existe encore très peu de prise en charge intégrale (risque chimique et écologique) de la vulnérabilité à l'eutrophisation des hydrosystèmes dans la littérature scientifique, d'une part parce que les univers disciplinaires sont séparés et communiquent peu ou parce qu'ils opèrent à des échelles disjointes (ex. hydro-géochimie des bassins versants versus écologie des hydrosystèmes), d'autre part parce que la cible ultime concerne majoritairement le milieu marin, ce qui conduit à établir des bilans assez globaux dans les hydrosystèmes continentaux, parfois pour N seulement (Billen et al., 2011) et plus rarement pour N et P (Leip et al., 2015).

### 5.9.3. Recherche bibliographique

L'interrogation du WOS avec l'équation (Eutrophication AND risk) conduit à 1271 articles qui se réduisent à 304 avec l'ajout de la composant écologique (Ecol\*AND Eutrophication AND risk). Une sélection opérée sur les titres et la lecture des résumés de ces 304 articles n'a produit que 8 articles répondant aux critères de prise en compte d'une composante écologique dans l'analyse de risque.

Les milieux d'application sont aussi divers qu'un estuaire en Australie (McDonald et al., 2016, marqueur de trophie : production primaire benthique pélagique, modèle bayésien), un lac norvégien ( Moe et al., 2016, marqueur : bloom de cyanobactéries, modèle bayésien), un lac en Chine (Wang et al., 2008 avec une analyse des seuils d'eutrophisation sur culture d'algues ex situ et application de ces seuils aux données physico-chimiques), les lacs de l'état du Michigan (Soranno et al., 2008 : 374 lacs analysés par rapport à deux seuils de risques biologiques, l'un pour le zooplancton, 8 µg/L P et l'autre pour le phytoplancton, 18 µg/L P), l'ensemble des lacs nord-américains (Brooks et al., 2016 : réflexion générale à l'issue du NLA (National Lake Assessment, USA) sur le risque de blooms de cyanobactéries, difficilement prévisibles avec les paramètres classiques de suivi de la qualité de l'eau), les lacs de Grande Bretagne (Bennion et al., 2005, 14 353 lacs de surface supérieure à 1 ha, évalués par rapport à leur risque d'eutrophisation grâce à l'utilisation d'un SIG et des couches d'information associées, et classés en fonction de leur charge en P et de la Chloa et des caractéristiques de taille, profondeur, hauteur de la thermocline, temps de rétention : logique de priorisation de risque sur critères OCDE), de l'eau des lacs et cours d'eau européens (Azevedo et al., 2013 et 2015, selon une construction sur une logique écotoxicologique sur la base de la tolérance des espèces d'invertébrés benthiques à NO<sub>3</sub>- et P tot), un cours d'eau test en Espagne (Llorens et al., 2009 : projet européen STREAMES avec des critères chimiques N, P, N/P en fonction de la nature calcaire ou non calcaire des eaux et des critères biologiques algues et macrophytes en fonction des conditions de lumière et de vitesse de courant ; arbre de décision calqué sur le Knowledge-Based System ; qui ne semble pas avoir fait école, peu cité seulement 8 fois).

Une interrogation complémentaire avec l'équation (vulnerability AND Eutrophication) a permis de sélectionner 4 nouveaux articles sur 146 proposés.

Ils sont relatifs soit à des systèmes marins côtiers (Hakanson, 2008 ; côtes de la Baltique, système basé sur des critères chimiques (charge polluante), couplés avec des indices morphométriques qualifiant le degré d'ouverture et le temps de renouvellement des eaux), à des mers (Druon et al., 2004, mer Adriatique et mer du Nord, analyse Eutrisk qui combine la physique des hydrosystèmes et la biologie (production primaire) et cible la probabilité spatiale d'anoxie) ou des systèmes de rivières très aménagés, succession de réservoirs en Australie (Leigh et al., 2010 dans le Queensland, vulnérabilité à développer des blooms algaux estivaux et risque potentiel pour l'eau potable) ou au Portugal (Vieira et al., 1998 ; réservoir à débit contrôlé avec analyse du risque d'eutrophisation ciblé sur les développements d'algues en fonction de la charge polluante entrante, de la lumière et de la température).

Il faut signaler à ce stade, en lien avec les propos tenus chap.3, que les questionnements portent désormais beaucoup sur la capacité à tenir compte de situations soumises à des stress multiples et à des échelles multiples, qui représentent des fronts de recherche en plein essor (ex. projet européen Mars).

#### 5.9.4. Risque d'eutrophisation tenant compte de la vulnérabilité biologique des hydrosystèmes : un domaine largement à construire

L'analyse de la littérature a montré que la construction d'une analyse de risque d'eutrophisation répondait à des objectifs différents en fonction des milieux, des cibles choisies, de leur vulnérabilité et de la complexité totale à prendre en charge. D'une certaine façon aussi, des données potentiellement mobilisables et de leur pertinence. Cela conduit à proposer la grille générale d'analyse des risques d'eutrophisation de la figure 5.84.

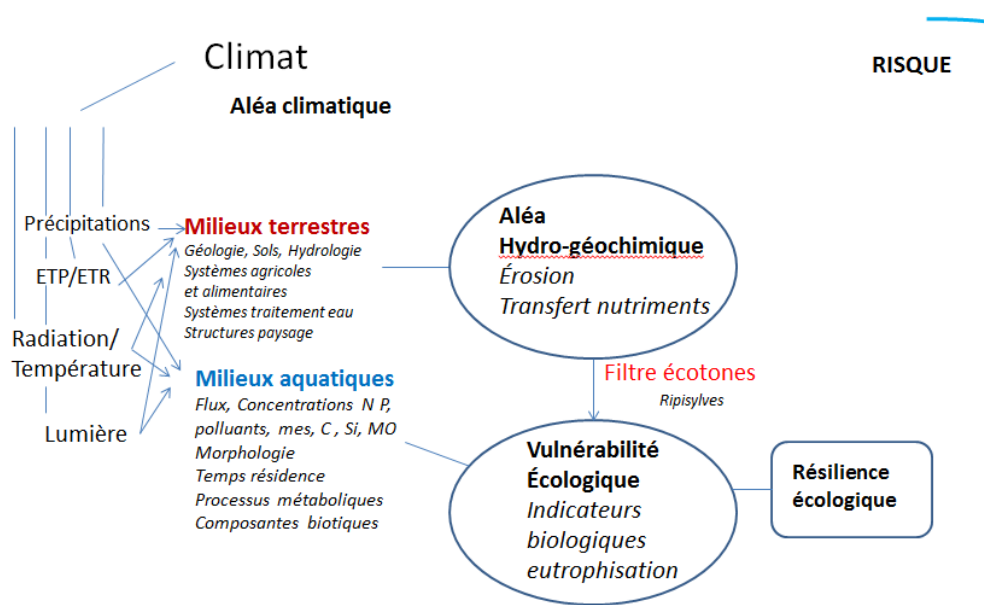


Figure 5.84. Cadre d'analyse des risques d'eutrophisation, comprenant les notions d'alea d'ordre climatique et hydro-géochimiques, qui influencent d'une part les processus de transfert dans les bassins versants, puis les processus se produisant au sein des milieux aquatiques. Sont notées en italiques les propriétés des systèmes développées dans ce chapitre, qui participent au processus d'eutrophisation et en régissent l'extension et l'intensité.

A noter que la plupart des niveaux d'analyse de « risque » proposées par la littérature restent en fait cantonnées essentiellement à l'alea hydro-géochimique ; elles n'abordent pas une complexité plus importante, où seraient prises en compte les propriétés des milieux récepteurs et les processus écologiques s'y déroulant.

Dans le schéma de la figure 5.84, le front de connaissance à faire le plus progresser concerne les liens entre les propriétés contingentes des milieux aquatiques et les notions de vulnérabilité et de résilience écologique (Beroya-Eitner, 2016), puisque coexistent des relations non linéaires entre éléments (c'est-à-dire pas une relation de dose effet classique directe), des réactions retards (événements passés, événements à effets se cumulant dans le temps), des relations distantes dans le continuum terre mer (effet des têtes de bassin et de leur flux de nutriments non métabolisés sur les zones côtières par exemple). Il faut aussi faire progresser les liens entre aléa et vulnérabilité, notamment dans les dimensions spatiales et temporelles (périodes, structures spatiales).

Pour gérer cette complexité, il sera nécessaire de faire appel à des couplages spatiaux mobilisant des SIG (Système d'Information géographique) et leurs couches de données associées, et vraisemblablement combiner des données mesurées, des données approchées sous forme de proxys, des données estimées issues de modèles assorties de leurs incertitudes, et enfin des données à dire d'expert. Ces univers font de plus en plus appel à des modèles de type probabiliste tels que les réseaux bayésiens (Allan et al., 2012 ; Death et al., 2015 ; Van Looy et al., 2015 ; Woznicki et al., 2016), qui ont l'avantage de la souplesse pour gérer ces relations, qui explicitent les schémas causaux et qui sont révisables sans changement lourd d'architecture dès lors que les probabilités sont affinées par des mesures in situ.

Il s'agit aussi d'un changement de paradigme de gestion dont la décision de construction puis de mise en œuvre incombent au monde opérationnel. Cela plaide aussi pour que toute nouvelle politique essaie de coordonner à la fois la construction de modèles, mais aussi un recueil stratégique de données pour leur calage et la réduction de leurs incertitudes, ainsi que l'articulation avec les réseaux opérationnels.

Enfin, beaucoup d'interrogations se font jour par rapport au comportement futur des systèmes soumis aux changements globaux. La première étape pragmatique en termes de connaissances consiste à chercher à tirer un maximum de parti des séries ayant pu être constituées et à les interpréter (Floury et al., 2013 ; Floury et al., 2017 ; Van Looy et al., 2016). Ensuite, le cadre d'analyse proposé et les modèles qui pourraient être construits ont la propriété de bien se prêter à l'inclusion de scénarios de changements climatiques et hydrochimiques (modifications des aléas hydrologiques et thermiques, durées d'éclairement, en intensité durée fréquence et en saisonnalité) ou de changements d'occupation de sols et de pratiques au sein des milieux terrestres (fig. 5.84).

## 5.10. Changements globaux et eutrophisation

**Yves Souchon**

**Irstea Lyon**

L'effet des changements globaux sur les mécanismes d'eutrophisation, sur son extension spatiale et sur l'intensité future de ses manifestations est une question cruciale. C'est un débat actif depuis une vingtaine d'années dans la littérature scientifique, avec la production d'un corpus déjà très volumineux qui nécessiterait une synthèse à lui seul.

### 5.10.1. Corpus bibliographique

Une interrogation du WOS en mai 2017 a révélé un corpus bibliographique très fourni : climate change AND eutrop \* 2563 références ; climate change AND eutrophication, 2097 ; climate change AND eutrophication risk, 143 ; climate change AND water quality, 6649 ; climate change AND algal bloom, 647 ; climate change AND algal bloom AND fish, 85 ; climate change AND land use and eutrophication, 406. Par ailleurs une revue scientométrique parue ultérieurement à cette requête sur le thème « non-point source pollution » (Xiang et al., 2017) confirme que « land-use change » est un des 10 mots clés centraux qui caractérisent cette littérature. Il faut également signaler l'existence d'une méta-analyse de Rosenblatt et Schmitz (2014) des quelques 2000 publications traitant de l'influence des changements climatiques sur les interactions trophiques pour tous les types d'écosystèmes, terrestres et aquatiques, complétée par une synthèse approfondie des processus de transferts nutritionnels (descendants et ascendants) au sein des réseaux trophiques (Rosenblatt et Schmitz, 2016).

Pour bien cerner ce thème, il existe aussi une littérature technique officielle produite par de nombreuses agences environnementales gouvernementales dans le monde, souvent assortie de recommandations à l'attention des décideurs avec beaucoup de messages signalant **le risque accru d'eutrophisation dans le futur (Europe, EEA 2017 a et b ; UK : Curtis et al., 2014 ; Bowes et al., 2016, Environmental Agency ; USA, Alam et al., 2013, US EPA , 2012 ; US EPA , 2013).**

Nous avons sélectionné dans ce corpus très abondant, les synthèses générales, souvent produites par milieu, notamment sur les lacs, les réservoirs, les estuaires et dans une moindre mesure pour les cours d'eau, ainsi que les auteurs les plus cités et leurs publications les plus récentes. Au total 120 textes ont constitué le corpus analysé.

### 5.10.2. Les grands traits des tendances d'eutrophisation sous influence des changements globaux

Moss et al. (2011) résument bien ce qui se dégage de la littérature dans le titre de leur publication : « **Allied attack: climate change and eutrophication** ».

En effet, il ressort que le changement climatique n'est pas à considérer comme un facteur de stress s'ajoutant « simplement » à tous ceux déjà à l'œuvre, mais comme une perturbation générale qui va impacter l'ensemble des mécanismes intervenant dans l'eutrophisation et en amplifier les symptômes. Les transferts au sein des bassins versants, la charge de nutriments parvenant aux hydrosystèmes, la physico-chimie des milieux, en particulier l'oxygène, le pH et le relargage de P et de métaux depuis les sédiments benthiques, la métabolisation des nutriments dans les milieux aquatiques, la niche des organismes et leur distribution, la dynamique des réseaux trophiques, producteurs primaires, secondaires et tertiaires, tous ces processus sont susceptibles d'être modifiés par les évolutions projetées du climat (changements des régimes thermiques et hydriques (pluviométrie), mais aussi changements associés des paysages terrestres).

Nous ne nous intéressons ici qu'aux grands traits principaux des changements projetés et à leurs principaux effets susceptibles d'agir sur le processus d'eutrophisation (fig. 5.85). Dans les régions tempérées, avec beaucoup de nuances géographiques et de grandes incertitudes, de nombreux changements sont possibles. En plus du réchauffement généralisé, l'intensité et la saisonnalité des précipitations seront impactées<sup>5</sup>, ce qui aura des conséquences sur les patrons de transfert des nutriments ; par ex. des pluies plus violentes pourront augmenter l'érosion, les transferts terrestres et in fine la charge de nutriments vers les milieux aquatiques. A l'inverse de plus longues périodes sèches affaibliront les débits estivaux, augmentant la part de contribution des aquifères plus chargés en nutriments aux cours d'eau. Dans les milieux aquatiques, les effets dépendront entre autres de leur morphométrie (profondeur et temps de submersion de leurs rives), du temps de résidence de leur eau, de leur état initial dans le gradient de trophie, de la complexité de leurs chaînes trophiques et de la concentration en P de leur sédiment. Ainsi tous les symptômes de l'eutrophisation pourraient être impactés : la turbidité soit par excès saisonnier de matières minérales en suspension (augmentation des épisodes érosifs) inhibant la production phytoplanctonique et au contraire augmentation de cette production à d'autres périodes, la stratification estivale dont la durée pourrait augmenter notamment dans les lacs dimictiques, accompagnée de phases d'hypoxie prolongée, risque accru de blooms algaux, en particulier de blooms à cyanophycées, du fait de températures élevées et de modification du rapport N/P, enfin modification de la structure trophique, et évolution de la production de poissons au profit d'espèces à cycle plus court consommatrices de zooplancton et au détriment d'espèces d'eau froide salmoniformes et souvent carnivores.

---

<sup>5</sup> A signaler une publication de Sinha et al. (2017) dans Sciences qui est titrée "Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes" et qui analyse pour les USA et le monde les conséquences des changements de pluviométrie projetés par les scénarios de changement climatique sur le lessivage de N.



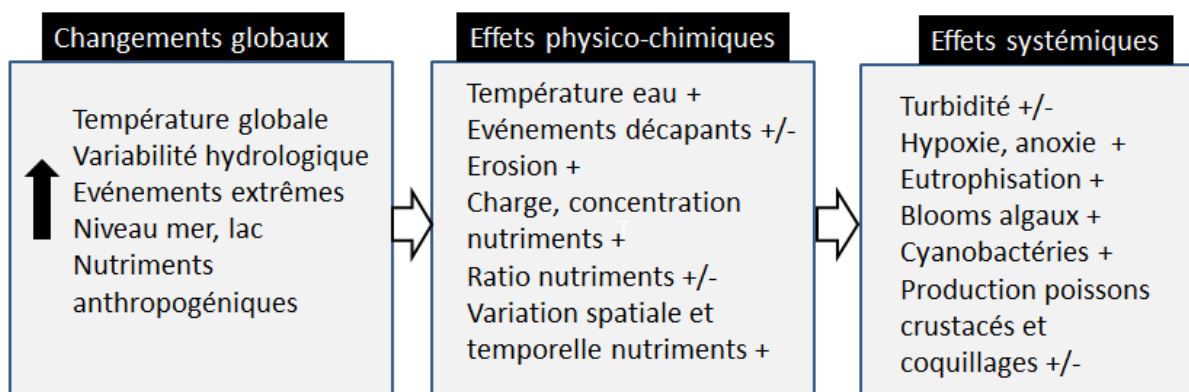


Figure 5.85. Principales composantes des effets cascades généralement décrits en réponse aux changements globaux projetés. Adapté de Paerl et al., 2014.

Toutes ces descriptions ne sont pas purement spéculatives ; elles sont notamment nourries de la longue expérience accumulée dans les lacs nordiques peu profonds, par l'observation de leur évolution à la suite du réchauffement récent, mais aussi d'expériences en mésocosmes (Jeppesen et al., 2014) et de suivis à long terme d'estuaires (Paerl et al., 2016).

### 5.10.3. Les principaux mécanismes influencés par les changements globaux et leur sens de variation

La figure 5.86 met en situation fonctionnelle les différents processus décrits avec leurs actions directes et indirectes. La température va exercer une influence directe sur le métabolisme général du système et sur chaque organisme aquatique doté d'exigences thermiques propres pour le bon déroulement des différentes fonctions physiologiques, telles que la maturation des gamètes, la reproduction, l'alimentation et la croissance. Selon les hausses futures de température, les communautés et leurs interrelations seront modifiées : les tendances moyennes annuelles mais aussi les tendances saisonnières (intensité, durée, en particulier somme des degrés jours favorables à une fonction physiologique, fréquence, mais aussi en vitesse de changement) influenceront ces modifications. L'évolution la plus souvent mentionnée en région tempérée est celle d'une transition progressive de communautés à affinité d'eau froide, vers des communautés d'eau tiède à chaude. Avec un nouveau régime thermique, une fenêtre d'opportunité peut s'ouvrir pour des espèces invasives (cf § suivant) susceptibles de concurrencer les espèces autochtones. Mais des évolutions plus complexes pourraient se produire, en fonction des modifications des contributions des différents groupes d'algues ou de phanérogames à la production primaire : ainsi le tryptique végétation submergée fixée, végétation flottante et algues planctoniques sera en compétition temporelle pour la lumière et la concentration en nutriments et dépendra de la pression de prédation exercée sur l'une d'entre elle, notamment pour le phytoplancton par le zooplancton.

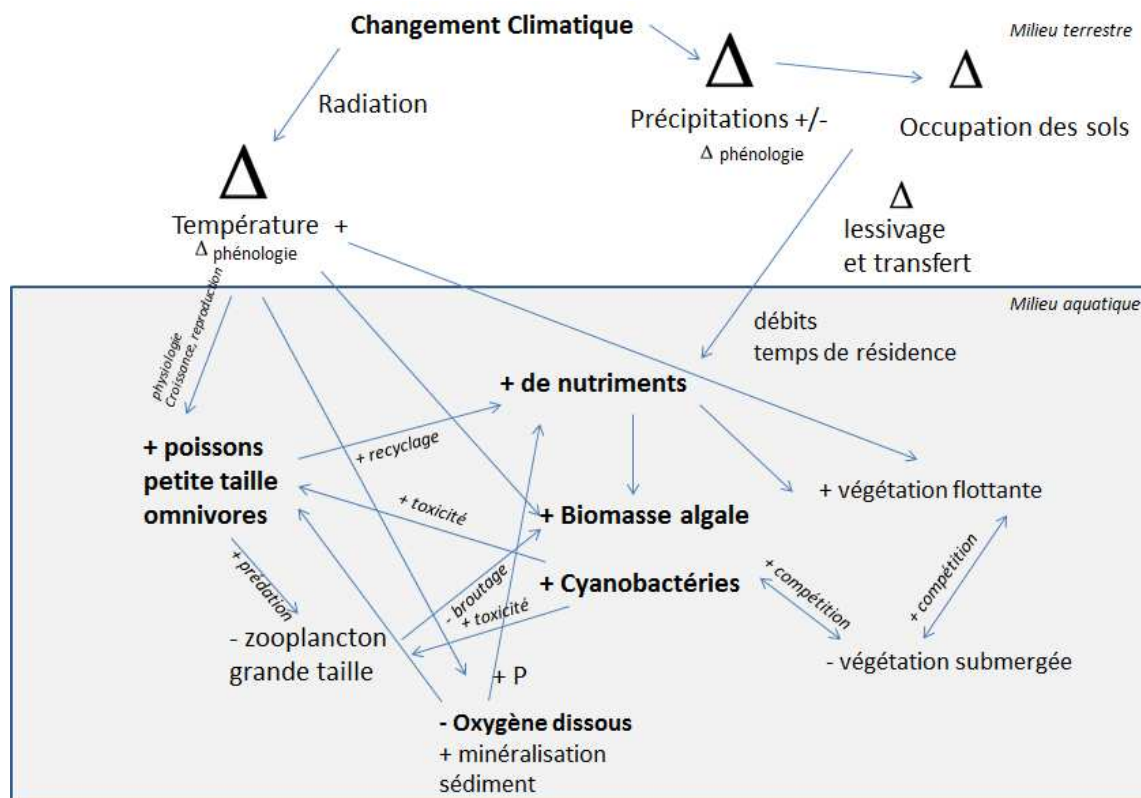


Figure 5.86. Représentation systémique des relations fonctionnelles modifiées par les projections de changements globaux. Adapté de Moss et al., 2011.

Ce dernier processus est détaillé dans la figure 5.87. Il est régi par un double contrôle, ascendant et descendant : une charge accrue de nutriments parvenant au milieu aquatique, alliée à une température favorisant globalement le métabolisme sera favorable à plus de biomasse algale ; le contrôle de cette biomasse algale est le fait du zooplancton, lui-même proie des poissons planctonophages, régulés par les poissons prédateurs (souvent des salmonidés dans les lacs froids). Si ces derniers sont défavorisés par les nouvelles conditions thermiques, les poissons planctonophages, pour la plupart des cyprinidés (mais aussi des corégones dans les lacs alpins) exerceront une prédation accrue sur le zooplancton, favorisant ainsi des explosions de biomasse algale moins régulées.

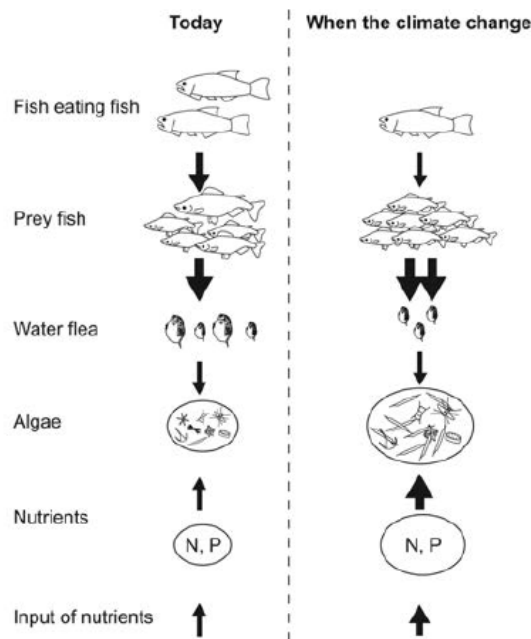


Figure 5.87. Evolution potentielle des structures trophiques sous hypothèse de changement global. Extrait de Jeppesen et al., 2014.

Les figures 5.86 et 5.87 synthétisent des travaux centrés principalement sur les lacs. La figure 5.88 relative aux estuaires et au milieu marin montre que les mêmes mécanismes sont impliqués, et qu'il faut aussi tenir compte de facteurs physiques tels que le brassage éolien et la houle (mais aussi du niveau des mers non montré, qui pourrait également influencer les lagunes côtières et leur taux de submersion), du rôle pénalisant de l'« ombre » des algues produites en excès sur la végétation benthique fixée et les coraux, et enfin de la contribution à l'effet de serre des produits ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$ ) des réactions physico chimiques benthiques en cas d'hypoxie prolongée (c'est aussi un effet possible en lac).

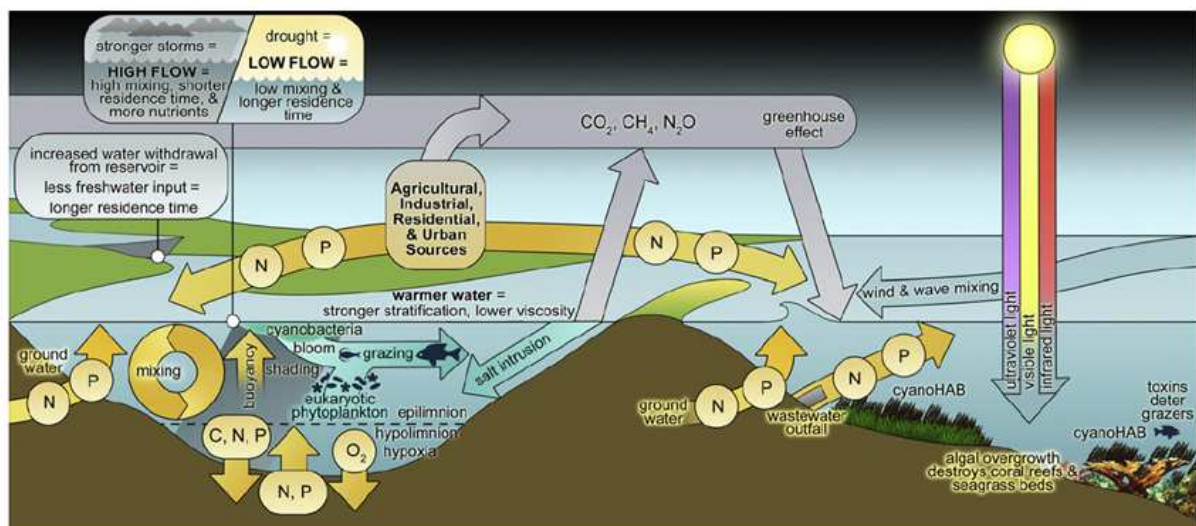


Figure 5.88. Schéma des différentes variables influencées par les changements globaux impliquées dans les blooms à cyanobactéries en milieu estuarien et côtier, en particulier rôle des nutriments, de la transparence de l'eau, du temps de résidence, de la température et du taux de broutage. Extrait de Paerl et Paul (2012).

D'autres risques sont également mentionnés dans la littérature et sont représentés dans la figure 5.89, schéma complexifié de la figure 5.86 : il s'agit (i) de la modification des relations parasites hôtes (meilleure croissance avec élévation de température et virulence accrue) ou des épizooties et (ii) du rôle peu prévisible des filtreurs benthiques autochtones ou introduits.

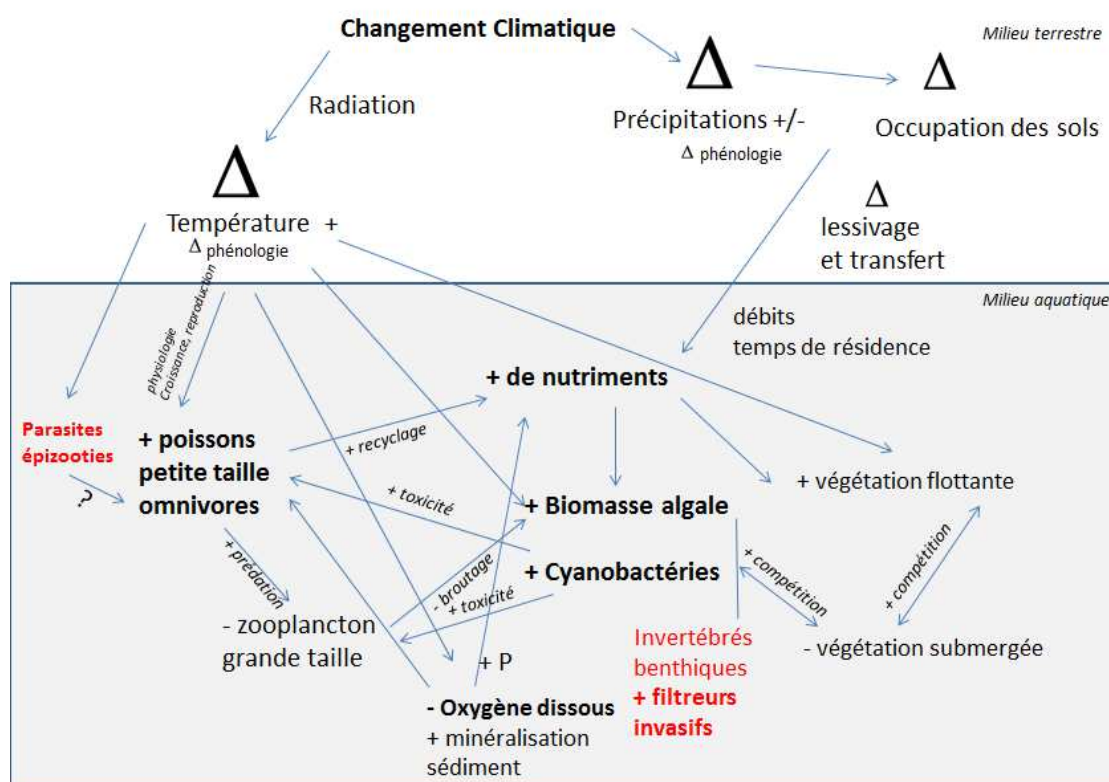


Figure 5.89. Représentation systémique des relations fonctionnelles modifiées par les projections de changements globaux. Ajout en rouge de deux compartiments par rapport à la figure 5.86. Adapté de Moss et al., 2011.

Enfin, le risque le plus communément signalé concerne le développement accru de blooms à cyanobactéries, dont les manifestations déjà relevées permettent d'en décrire les mécanismes principaux (température élevée > 25 °C, modification des rapports stœchiométriques, dominance sur les autres formes algales, moindre broutage par faible comestibilité et toxicité).

En résumé, les changements globaux pourront accroître dans le futur les risques d'eutrophisation et exacerber certains des symptômes les plus dommageables, notamment le développement de cyanobactéries.

Dans quelle mesure pourrait-on les prévoir ?

Les modélisations mécanistes de toute la chaîne des processus semblent pour l'instant hors de portée ou pour le moins entachées de très grandes incertitudes, depuis les différents scénarios de changements globaux, la descente d'échelle et leur décomposition régionale en anomalies de température et de pluviométrie, la transformation de la pluviométrie en hydrologie en tenant compte de la contribution des aquifères, les modifications de transfert de nutriments terrestres, avec des natures d'occupation des sols qui pourraient également changer, le choix des cultures dépendant du climat, les modifications de temps de résidence, de temps de gel ou de stratification et enfin les modifications de distribution des espèces et les réagencements trophiques des communautés.

Il est néanmoins possible comme cela est proposé dans la littérature de construire des scénarios simplifiés, en considérant par exemple des écarts de température et de débits annuels ou saisonniers (ex. +/- 5 %, +/- 20 %, +/- 50 %) et de concentrations en nutriments et de modéliser leurs conséquences par rapport à un risque ciblé de développement accru de cyanobactéries, de changement de communautés de poissons, etc...

Nous citons ici deux exemples d'envergure rencontrés :

- estimation et cartographie du risque de développement des cyanobactéries pour l'ensemble des lacs aux USA suivis dans le cadre du NLA (National Lake Inventory) (Lin, 2015);
- projection des variations de températures de 2500 lacs du Wisconsin (USA) et modélisation des tendances relatives à leur productivité et au remplacement progressif du sandre américain (walleye, *Sander vitreus*), espèce d'eau tempérée, par le black bass à grande bouche (largemouth bass, *Micropterus salmoides*), espèce d'eau chaude, toutes deux d'une grande importance halieutique (Hansen et al., 2017).

#### 5.10.4. Quelles actions ?

Il y a une grande unanimité dans la littérature pour insister sur la nécessité de réduire avant tout la charge en nutriments N et P, comme première mesure, et pour alerter sur la fragilité de certaines actions de remédiation (cf exemple du lac Erie), dont les effets bénéfiques seraient amoindris, car perturbés par les changements globaux. Comme autres recommandations, on retrouve bien sûr la généralisation des espaces favorisant la fonction tampon vis-à-vis du ruissellement, la défragmentation des portions d'écosystèmes et l'accélération des temps de résidence. Dans cet esprit, la multiplication de retenues dans les linéaires constitue un risque de réchauffement de l'eau fonction de ce temps de résidence et de l'importance de la surface au miroir, assorti d'un risque de développement de blooms algaux, en particulier à cyanophycées qu'il faudrait apprécier. Enfin, compte-tenu des incertitudes signalées et des valeurs futures des paramètres température et débit, non expérimentées par les écosystèmes par le passé, qui rendent très aléatoire toute prédiction, **il est crucial et indispensable de consolider ou de mettre en place des suivis adaptés.**

#### 5.10.5. Rôle des espèces invasives favorisées par les changements globaux dans le processus d'eutrophisation

Un des effets potentiels signalé au chapitre précédent est le développement dans les hydrosystèmes d'espèces qui présentent un avantage compétitif sur les espèces autochtones, parce qu'elles trouvent une niche nouvelle (ex. exploitation d'une biomasse de production primaire accrue du fait du réchauffement des eaux) ou parce qu'elles rencontrent une ambiance thermique qui leur est particulièrement favorable. De nombreuses espèces invasives répondent à ce schéma, et en fonction de la multiplicité des situations possibles dans les différents biomes mondiaux, il n'est pas envisageable d'en réaliser ici une synthèse.

Nous adoptons un parti pris qui consiste à restreindre la question aux espèces invasives pouvant jouer un rôle dans le processus d'eutrophisation en modifiant la biogéochimie du système ou en agissant sur l'un de ses compartiments biotiques : les mollusques filtreurs de phytoplancton entrent dans cette catégorie. Ils ont une grande capacité de dispersion, se propagent rapidement, se reproduisent en grande quantité et ils peuvent recouvrir de grandes surfaces de substrat et atteindre des biomasses importantes.

Plusieurs cas sont signalés dans des lacs (lac de Constance, lac Majeur, grands Lacs Laurentiens, en particulier Huron et Michigan), mais aussi des grands cours d'eau lents comme Huron ou Potomac aux USA. Les espèces incriminées sont les dreissenés comme quagga mussel (*Dreissena rostriformis*



*bugensis*) aux USA ou la corbicule dont *Corbicula fluminea* en Europe, qui a gagné récemment plusieurs cours d'eau français de l'Ouest dont le fleuve Loire à partir de la fin des années 80.

Les espèces invasives de type mollusque filtreur ont des capacités d'agir très fortement sur le phytoplancton dans les milieux où elles se développent : on peut trouver des résultats assez impressionnants de volumes filtrés, à savoir 10 à 100 % du débit journalier d'une rivière comme l'Hudson (New York, moule zébrée, Strayer et al., 2011 ; 2014), ou 5 fois le débit annuel du tributaire principal du lac de Constance, soit la filtration totale de son volume d'eau au-dessus de la thermocline en 64 jours, ce qui correspond à 2000 fois la capacité de filtration des daphnies présentes (lac de Constance, Corbicule ; Gerecke, 2016 ).

Quelques explications et bilans fonctionnels sont avancés par la littérature, lorsque des séries suffisantes couvrent les périodes d'invasion. Dans les lacs Michigan et Huron l'extension d'une population de moule quagga a été constatée à partir de 2004 et a eu des effets significatifs, qui se sont traduits par la réduction de 35 % du phytoplancton dès 2007 (Madenjian et al., 2015) ; dans le même temps le P total régressait également (moyenne 5,5 µg/L en 1995-1998 à 4 µg/L en 2007-2011 ; fig 5.90).

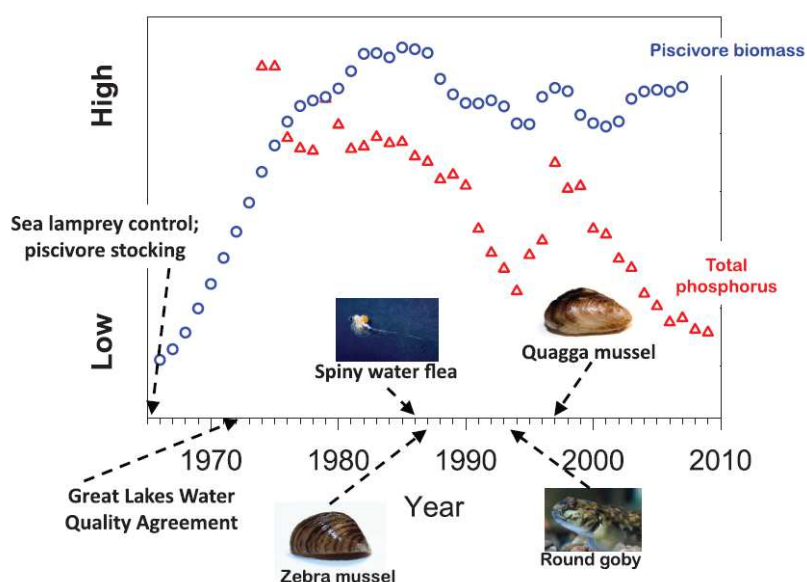


Figure 5.90. Chronologie des événements biologiques majeurs dans le lac Michigan depuis 1965. Différentes espèces invasives ont marqué l'histoire du lac, chronologiquement les lamproies marines, parasites des poissons dans les années 60, combattues avec des lampricides, puis un petit crustacé cladocère épineux originaire d'Europe (Spiny water flea, *Bythotrephes longimanus*), prédateur qui concurrence les communautés zooplanctoniques, la moule zébrée (Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*), le gobie à tâches noires (*Neogobius melanostomus*) et enfin la moule quagga (Quagga mussel, *Dreissena bugensis*), qui colonise le lac beaucoup plus en profondeur que la moule zébrée. En figuré rond bleu, évolution de la biomasse des salmonidés et en triangle rouge, l'évolution du phosphore total, en réduction à la suite de plans de remédiation successifs de la convention des Grands Lacs Laurentiens. Source Bunnell et al., 2014.

Ce potentiel s'exprime en général au maximum dans la phase ascendante de la colonisation, qui est ensuite suivie par une diminution de l'effet, soit parce que des conditions hydrologiques limitent les populations (effet des crues sur les adultes dans les cours d'eau), soit parce que des prédateurs entrent en jeu et que le réseau trophique se réajuste : constats dans le lac Michigan, baisse de l'état de conditions des moules Quagga en 2013 par rapport aux années d'expansion 2004-2008 (Glyshaw et al., 2015) et dans la rivière Hudson (Strayer et al., 2014). Ainsi, dans les lacs Michigan et Érié la biomasse totale de salmonidés s'est maintenue à un niveau élevé tout au long des années 2000, ce qui laisse penser que des mécanismes de compensation opèrent au sein des réseaux trophiques complexes.

Une des hypothèses avancées est qu'il se produit un développement plus important de la biomasse algale benthique fixée dans les ceintures peu profondes, grâce à une plus grande pénétration de la lumière. Dans des zones de même type sur le lac Erié, a été constaté un développement et une diversification des macroinvertébrés benthiques sur les substrats durs (nouvelle offre alimentaire avec la croissance d'une biomasse benthique exploitée par des espèces capables de s'en nourrir et les excréments des moules). L'amphipode autochtone *Diporeia sp* subissait la tendance inverse à celle de la quagga mussel, avec un effondrement net, témoignant ainsi des transformations en action au sein du réseau trophique.

Le rôle précis de la présence de ces espèces invasives sur le contrôle du phytoplancton, l'augmentation concomitante de la transparence de l'eau et l'appauvrissement trophique du système, qui pourraient conduire à une diminution de biomasse des poissons, sont cependant encore mal cernés et non suffisamment documentés en France. D'autant que ces constats doivent être mis en perspective avec la baisse tendancielle du phosphore, parfois la baisse des débits moyens estivaux pour un fleuve comme la Loire ou encore la hausse des températures de l'eau (ex. Loire : Flourey et al., 2013, 2017).

Il existe peu de tentatives de modélisation de cette complexité ; signalons toutefois le travail de Lindim (2015) pour un réservoir en Allemagne, pour lequel les connaissances des mécanismes ont été prises en considération dans le schéma conceptuel du modèle (figure 5.91).

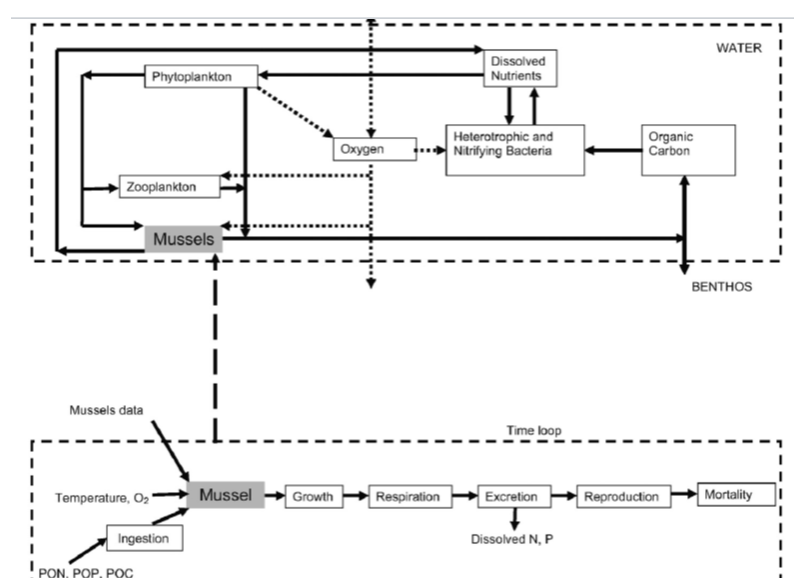


Figure 5.91. Diagramme conceptuel du fonctionnement d'un cours d'eau (modèle de qualité d'eau Qsim, haut) et sous module spécifique pour la moule zébrée (bas). On notera que les moules zébrées agissent par filtration directe sur le phytoplancton, produisent directement du N et P par excrétion et du carbone organique en fin de vie. Les simulations de ce modèle sur une portion lentique (retenue) de la rivière Havel en Allemagne ont montré que les moules zébrées pouvaient réduire la biomasse annuelle de Chla de 39 %, et que le recyclage de nutriments qu'elles opéraient se traduisait par une augmentation de 19 % de l'ammonium et de 5 % du phosphore. Source : Lindim, 2015.

Les différents exemples cités montrent que **sans séries de données à long terme suffisamment documentées** pour les compartiments bio géochimiques thermiques et biologiques, **il n'est pas possible de comprendre les évolutions complexes des systèmes**. Il pourrait même s'avérer qu'un diagnostic mal posé avec une interprétation erronée des causes d'évolution pourrait être totalement improductif en termes d'identification de causes de dégradation à remédier.

Les effets conjugués des changements globaux, des politiques de réduction des nutriments et des développements d'espèces invasives, avec l'accent qui a été mis sur le rôle des filtreurs restent



globalement difficiles à prédire, en termes de trajectoires nouvelles des équilibres dynamiques des hydrosystèmes (notion de « regime shift »). Certains auteurs (Mayer et al., 2013) ont proposé une théorisation de ces phénomènes pour les lacs, en parlant de benthification, c'est-à-dire d'un transfert de production énergétiques des compartiments de pleine eau (pélagiques) vers les compartiments profonds (benthiques).

**Verrou scientifique** identifié:

Le rôle des espèces invasives vis-à-vis de l'eutrophisation gagnerait à être intégré dans les investigations qui pourraient être réalisées dans le futur sur ce sujet en France ; à titre d'exemple, la Loire, mais aussi d'autres cours d'eau de l'Ouest de la France, sujets à ces invasions, sont des sites candidats, dès lors qu'ils bénéficieraient déjà de séries de données suffisamment renseignées (débits, températures, flux de nutriments, autres compartiments biotiques) pour y réaliser une étude systémique.

#### 5.10.6. Cyanobactéries et changements globaux : un risque accru de blooms dans un futur chaud

Dans un contexte de changements globaux, plusieurs questions nouvelles interpellent de plus en plus la communauté scientifique, mais aussi les gestionnaires en charge de gérer les problèmes générés par les cyanobactéries. La première de ces questions concerne les effets des changements climatiques sur les proliférations de cyanobactéries et de microalgues toxiques. Cette question a motivé de nombreux travaux qui ont permis de pondérer et d'enrichir les propos des premiers écrits qui prédisaient une augmentation générale des proliférations de cyanobactéries sous l'effet du réchauffement climatique. En particulier, il est apparu que les interactions entre réchauffement climatique et eutrophisation ne conduisaient pas forcément à une augmentation des efflorescences de cyanobactéries, le résultat dépendant de l'état trophique des écosystèmes et des espèces de cyanobactéries considérées. Par ailleurs, au-delà de l'effet direct de l'augmentation de la température sur le taux de croissance des cyanobactéries, plusieurs études ont montré que les changements climatiques semblaient promouvoir pour une part importante les proliférations de micro-organismes photosynthétiques à travers les effets d'événements climatiques extrêmes (fortes pluies, ouragans, etc.) sur les apports en nutriments dans les écosystèmes aquatiques.

À l'instar de cette interrogation sur les cyanobactéries, ou en se référant à l'exemple de la Loire sur les macro-invertébrés, il semble encore difficile de prévoir aisément le comportement biologique futur des systèmes : d'abord parce que les projections générales de climat sont entachées de nombreuses incertitudes, l'une d'elles étant que le signal climatique du futur est construit à un grain spatial très grossier par rapport à l'échelle de réalisation des processus écologiques ; ensuite parce que les modifications concerneront non seulement les facteurs de forçage climatiques, mais aussi l'adaptation des paysages et des pratiques humaines au sein de ces paysages, et enfin, parce que ces forçages vont modifier les intensités des relations fonctionnelles.

Néanmoins, différentes évolutions projetées incitent à penser que la probabilité de développement des cyanobactéries ou des dinoflagellés serait accrue au détriment des diatomées et des chlorophytes :

- tout d'abord, les températures plus chaudes vont favoriser les cyanobactéries au détriment des diatomées et des chlorophycées, à partir de 25 °C et au-delà (figure 5.92) ;

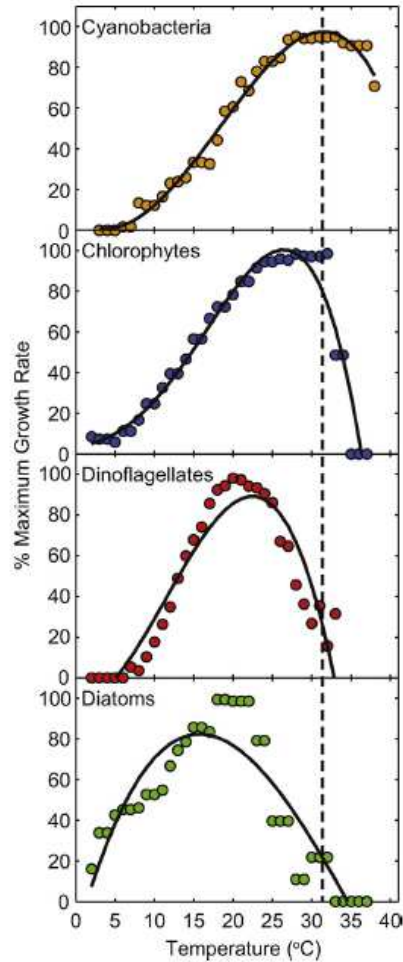


Figure 5.92. Relations entre la température et le taux de croissance spécifique comparé entre espèces (3 à 4 par groupes) de cyanobactéries et eucaryotes du phytoplancton (3 groupes : Chlorophytes, Dinoflagellés et Diatomées). Extrait de Paerl et al. (2016, données de Paerl et al., (2014)).

- il faut considérer non seulement les valeurs de température, mais aussi leur durée et leur saisonnalité, avec de nouveaux régimes thermiques susceptibles d'augmenter considérablement les plages d'opportunité pour certaines espèces (par exemple *Alexandrium*, figure 5.93) ;

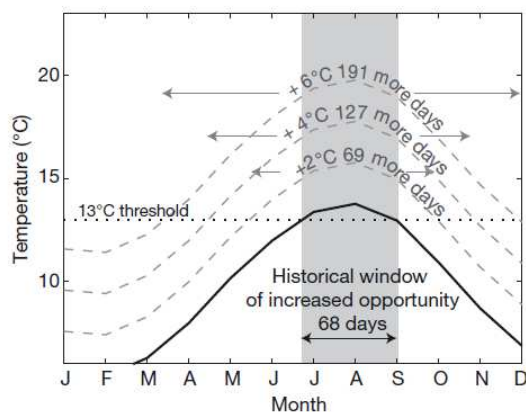


Figure 5.93. *Alexandrium catenella*. Extension temporelle (en nombre de jours) de la fenêtre thermique temporelle annuelle favorable aux blooms de ce dinoflagellé producteur de saxitoxine neurotoxique dans le Puget Sound Washington (USA) en fonction de projections de hausses de température de l'eau marine de +2, +4 et +6 °C. Une élévation de température de 6°C augmente la durée de développement favorable de 68 à 259 jours. Extrait de Moore et al., 2008 cités par Fu et al., 2012.

- les évolutions des transferts de nutriments vont à la fois modifier les rapports N:P, mais les nouvelles conditions physico-chimiques dans les milieux aquatiques vont occasionner de nouvelles proportions dans les formes de N, notamment un rapport  $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$  qui augmente en situation de dette en oxygène dissous. Quand N:P augmente et quand  $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$  augmente également, ces conditions favorisent les cyanobactéries et les dinoflagellés (figure 5.94) ;

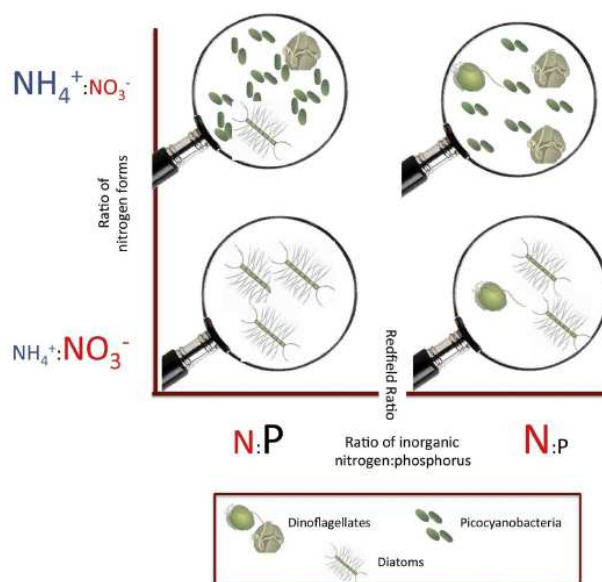


Figure 5.94. Représentation conceptuelle des modifications des communautés phytoplanctoniques en fonction de modifications des formes plus ou moins oxydées de N et du ratio N:P. Les cyanobactéries (en particulier le picoplancton en mer et *Microcystis* dans les eaux douces), ainsi que l'abondance des dinoflagellés augmente quand N:P augmente et quand N tend vers plus de formes réduites. Extrait de Glibert (2017).

- dans des réservoirs du Middle West américain, il a été montré que ces nouvelles conditions augmentaient également la production de métabolites secondaires, dont certaines toxines de type microcystine (Moore et al., 2008).

L'ensemble des signaux potentiellement négatifs liés aux changements globaux qui vont dans le sens d'une augmentation possible de la prévalence des développements de cyanobactéries incite à en faire un **point de vigilance et à s'interroger sur les dispositifs de suivi et d'alerte à construire ou à renforcer.**

## 5.11. Conclusions générales du chapitre

Les écosystèmes aquatiques sont des systèmes complexes, dont le fonctionnement est régi par des équilibres dynamiques. L'eutrophisation est un déséquilibre de fonctionnement, déclenché par un changement dans les quantités, les proportions relatives ou les formes d'azote et de phosphore entrant dans les systèmes. La nature et l'intensité des réponses dépendent également de facteurs environnementaux tels que la lumière, le temps de résidence de l'eau et la température.

Le **mécanisme général** de réponse des écosystèmes à ces changements d'apports de nutriments est commun aux écosystèmes d'eaux continentales et marines : une augmentation de l'azote et du phosphore entraîne une **augmentation de la biomasse végétale**, générant progressivement une diminution de la pénétration de la **lumière** dans la colonne d'eau. Les écosystèmes aquatiques passent ainsi d'un système avec des apports limités de nutriments à un système progressivement saturé en nutriments, dans lequel le nouveau facteur limitant devient la lumière. Ce mécanisme induit une cascade de réactions en chaîne, avec notamment une modification de la structure des communautés biologiques et des réseaux trophiques, ainsi que des changements dans les cycles biogéochimiques. Ces

changements peuvent s'opérer de manière progressive, proportionnellement aux forçages, ou au contraire de manière brutale. Les effets les plus notables de l'eutrophisation sont les **proliférations végétales**, parfois **toxiques**, la **perte de biodiversité et les anoxies** qui peuvent se traduire par la mort massive d'organismes aquatiques.

Chaque écosystème est unique et possède son histoire et sa dynamique propre, elle-même liée aux conditions géologiques, géomorphologiques, hydrologiques, écologiques et climatiques locales, mais aussi aux pressions anthropiques passées et présentes et à leur nature, ainsi qu'aux contextes sociologiques et économiques dans lesquelles elles se sont inscrites. Ainsi, si les mécanismes sont génériques, **les trajectoires de l'eutrophisation sont diverses**, en lien avec la diversité des situations locales, avec des effets de seuils très dépendants des contextes passés et présents. **Des conditions aggravantes** existent : des liens sont ainsi suspectés entre eutrophisation, **toxicité et invasions biologiques**. Les apports d'éléments toxiques modifient les chaînes trophiques, ceci pouvant créer des conditions plus favorables à l'eutrophisation. Les modifications des chaînes trophiques peuvent offrir des conditions favorables aux invasions biologiques. La **vulnérabilité** à l'eutrophisation varie avec ces propriétés intrinsèques de l'écosystème aquatique récepteur. La vulnérabilité est donc à définir en prenant en compte toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui les relie.

Il résulte de cette complexité qu'il est très difficile de prédire l'évolution écologique et biogéochimique des écosystèmes aquatiques. Il est ainsi très difficile d'extrapoler avec précision des résultats obtenus sur un type d'écosystème à d'autres. Par ailleurs, les **changements climatiques** vont probablement aussi jouer un rôle favorisant l'eutrophisation. Si le rôle du climat sur les flux de nutriments semble encore en débat dans la littérature scientifique, car il dépend de l'interaction avec les usages des sols et les activités humaines, l'effet sur les communautés biologiques fait l'objet de plus de consensus : l'élévation de la température est clairement un facteur aggravant le développement de la biomasse végétale. L'allongement du temps de stratification des milieux lents, la consommation plus précoce des nutriments par le phytoplancton et la modification induite des équilibres stœchiométriques favoriseraient en outre la fréquence de développement des proliférations algales nocives, en particulier à cyanobactéries.

**Les usages du sol et les activités humaines** (urbanisation, industrialisation, agriculture) de ces cent dernières années ont radicalement amplifié les pressions et transformé les paysages. Ils ont impacté la qualité des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines. La majorité des nappes phréatiques est polluée par les nitrates tandis que les sols et les sédiments sont souvent enrichis en phosphore. Le temps de transfert de l'azote depuis les bassins-versants vers les écosystèmes aquatiques se chiffre en dizaines d'années et la biodisponibilité en phosphore des sols et des sédiments s'est accrue. Cela explique en partie la faible diminution des flux d'azote, et, dans une moindre mesure, de phosphore aux exutoires des bassins-versants malgré les efforts engagés de diminution des intrants. Les trajectoires de restauration doivent donc se construire en fonction de leurs contextes locaux.

**Un consensus croissant existe sur la nécessaire réduction conjointe des apports en azote et en phosphore**, même si certains écosystèmes sont plus sensibles à l'azote ou au phosphore. En effet, tous les systèmes (traitement des eaux, des déchets, systèmes agricoles), les données biologiques, et les approches économiques soulignent l'importance de considérer ensemble N et P dans la remédiation et la prévention. Les stratégies de limitation des flux d'azote et de phosphore passent par différents niveaux d'action selon la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques :

(i) Une **utilisation raisonnée des intrants**, fonction des milieux (sol, nappe) ; des gains d'efficacité de l'utilisation de l'azote et du phosphore semblent en effet encore possibles. Ces gains sont à rechercher tant dans le traitement des déchets et des eaux usées que dans la gestion agricole des fertilisants (composition, outils de pilotage et de contrôle dans les sols, la plante, etc.) et de l'alimentation animale (composition adaptée, etc.). Des marges de manœuvre existent à ce niveau et doivent être mises en œuvre. Cependant, dans un certain nombre de cas, elles ne suffiront pas, et d'autres leviers, touchant

à la **conception même des systèmes** (par exemple un changement de type de production), devront être envisagés.

(ii) Une **couverture végétale** des sols la plus continue possible, dans l'espace et le temps, qu'il s'agisse d'interculture, de cultures associées, de prairies, d'agroforesterie, etc. qui permette l'assimilation, en continu, des nutriments par la biomasse végétale terrestre. Cette biomasse contribuera à la séquestration du carbone dans les sols, renforçant par là même celle de l'azote et du phosphore. Les **densités animales** doivent être revues et limitées à la capacité des sols à recevoir des effluents (directement ou après traitement). Un maintien des **conditions aérées des sols**, des nappes, des sédiments favorisera l'adsorption du phosphore.

(iii) Le **maintien ou la restauration de la diversité des paysages** (haies, zones humides, ripisylves, etc.) qui limitent les fuites des nutriments vers les écosystèmes aquatiques par différents processus (adsorption, dénitrification, etc.). À l'inverse, il faut éviter toute transformation augmentant la vitesse d'écoulement de l'eau, comme le drainage, la rectification, l'endiguement et le dragage des cours d'eau, l'imperméabilisation des sols (urbanisation, dégradation et tassement des sols).

Concernant les dispositifs d'étude et de suivi, une réflexion devrait s'engager pour dégager les espaces à risques de demain et définir quels devraient être leurs accompagnements opérationnels et scientifiques, complémentaires des dispositifs existants. Cela devient de plus en plus nécessaire compte tenu d'une possible exacerbation des phénomènes d'eutrophisation dans le futur sous l'effet conjugué des changements globaux. L'analyse de la littérature préconise qu'une **méthodologie d'analyse de risque** devrait combiner 1) les transferts et les transformations hydrobiogéochimiques le long du continuum terre-mer, 2) les facteurs de vulnérabilité des écosystèmes, ainsi que 3) les aléas climatiques.

La prise en compte de la variabilité des apports, des temps de résidence et des transferts de nutriments dans les têtes de bassins-versants et plus généralement le long du **continuum terre-mer** est un enjeu à la fois théorique et appliqué. Cela nécessite de renforcer la surveillance des sols et des nappes phréatiques, de développer pour cela des indicateurs de la mobilité du phosphore et des transferts d'azote dans les têtes de bassins-versants. Le suivi des évolutions des sols et des eaux, au plus près des actions, est une nécessité pour s'assurer de leur efficacité. Le renforcement des méthodologies de surveillance et d'estimation des flux, en analysant l'effet des fréquences, des périodes et zones optimales de mesures, des incertitudes, en combinant des acquisitions par des capteurs haute fréquence, constitue également un enjeu. Les futures technologies *in situ* ou aériennes ouvrent des champs d'investigation par rapport aux situations actuelles, soit à la haute fréquence temporelle, soit à une plus large emprise spatiale, qu'il s'agisse des sols ou des eaux. Il s'agira de les intégrer à de nouvelles stratégies de suivi, et de revoir la stratégie d'échantillonnage des eaux. Par sa prise en compte de plus en plus réaliste des facteurs physiques, chimiques et biologiques et l'enchaînement possible d'amont en aval de modèles de l'eutrophisation de divers milieux aquatiques allant des têtes de bassins jusqu'à l'océan, la modélisation déterministe restera un outil clé pour l'exploration de scénarios d'apports nutritifs et climatiques, et devra assortir ses prévisions d'intervalles de confiance.

La **vulnérabilité** est à définir en prenant en compte toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui influencent les propriétés intrinsèques de l'écosystème aquatique récepteur, en lien avec la diversité des situations locales, des contextes passés et présents. Les voies de progrès pour caractériser cette vulnérabilité portent sur plusieurs points. D'une part, à partir de l'extraction et de la calibration de l'information portée par les indicateurs biologiques : (1) mieux comprendre comment certaines métriques déjà utilisées dans les indicateurs biologiques ou des nouvelles métriques, signalent des basculements significatifs vers des situations eutrophes, (2) repérer ces basculements dans les trajectoires de situations suivies de façon approfondie dans le temps et les interpréter en termes fonctionnels (flux et concentrations de nutriments versus relations entre les groupes biologiques). En parallèle, certains paradigmes doivent être revisités, notamment la relation entre nutriments C et Si et la production de biomasse végétale, qui semble plus complexe quand on cherche à mieux comprendre le déterminisme des proliférations algales, les changements de communautés et les ajustements trophiques. Pour ce faire, des travaux couplés en hydrologie, en géochimie, en physiologie et en écologie seront nécessaires.

Les changements globaux impliquent des changements dans les dynamiques hydrologiques, sédimentaires et thermiques ainsi que des changements d'usage des sols et des activités humaines. La prise en compte de l'**aléa climatique** est donc essentielle dans une méthodologie de caractérisation du risque d'eutrophisation. Déterminer les rôles respectifs du climat et des activités humaines est une question de recherche centrale que la modélisation peut contribuer à instruire, en complément et à partie de l'observation long terme. Les interactions entre le climat et les processus écophysologiques, biogéochimiques (biotransformations dans les sols, les zones humides de transition et les milieux aquatiques), hydrologiques (connectivité, distribution des temps de résidence et transferts) et écologiques (réseaux trophiques) devront être éclairées. L'augmentation des concentrations en CO<sub>2</sub> atmosphérique devra être prise en compte, celle-ci pouvant par exemple favoriser la productivité des écosystèmes terrestres et aquatiques, et dans le même temps, intensifier les proliférations de cyanobactéries. Ces éléments créent une grande incertitude, dans les pays de l'hémisphère nord en particulier, sur les évolutions futures des écosystèmes aquatiques. Le **rôle des espèces invasives** vis-à-vis de l'eutrophisation en eau douce devrait être intégré aux investigations ; à titre d'exemple, la Loire, mais aussi d'autres cours d'eau de l'ouest de la France, sujets à ces invasions, sont des sites d'études à privilégier, dès lors qu'ils bénéficient de séries suffisamment riches (flux de nutriments, autres compartiments biotiques) pour y réaliser une étude systémique fonctionnelle.

## 5.12. Bibliographie

5.12.1.1. Aarnio, K.; Mattila, J., 2000. Predation by juvenile *Platichthys flesus* (L.) on shelled prey species in a bare sand and a drift algae habitat. *Hydrobiologia*, 440 (1-3): 347-355. 10.1023/a:1004112304096

Abakumov, A.; Izraily, Y.; Park, S., 2015. Functioning of the phytoplankton in seas and estimates of primary production for aquatic ecosystems. *Advanced Modelling Techniques Studying Global Changes in Environmental Sciences*, 27: 339-349. 10.1016/b978-0-444-63536-5.00015-6

Abdenadher, M.; Hamza, A.; Fekih, W.; Hannachi, I.; Bellaaj, A.Z.; Bradai, M.N.; Aleya, L., 2012. Factors determining the dynamics of toxic blooms of *Alexandrium minutum* during a 10-year study along the shallow southwestern Mediterranean coasts. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 106: 102-111. 10.1016/j.ecss.2012.04.029

Abed, S.N.; Mahmoud, N.; Sharma, S.K., 2016. Potential of Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands for Polishing of Treated Sewages. *Journal of Environmental Engineering*, 142 (6). 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001091

Abreu, M.H.; Pereira, R.; Buschmann, A.H.; Sousa-Pinto, I.; Yarish, C., 2011. 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

Abril, G.; Commarieu, M.V.; Etcheber, H.; Deborde, J.; Deflandre, B.; Zivadinovic, M.K.; Chaillou, G.; Anschutz, P., 2010. In vitro simulation of oxic/suboxic diagenesis in an estuarine fluid mud subjected to redox oscillations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 88 (2): 279-291. 10.1016/j.ecss.2010.04.003

Adams, A.J.; Locascio, J.V.; Robbins, B.D., 2004. Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: evidence from relative abundance and predation among habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299 (1): 17-33. 10.1016/j.jembe.2003.08.013

Adkins, S.C.; Marsden, I.D.; Pirker, J.G., 2016. Reproduction, growth and size of a burrowing intertidal clam exposed to varying environmental conditions in estuaries. *Invertebrate Reproduction & Development*, 60 (3): 223-237. 10.1080/07924259.2016.1198833

Ærtebjerg, G.; Leader, T.; Carstensen, J.; Nygaard, K.; Sørensen, K.; Casartelli, S.; Schiller, C.; Druon, J.N., 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters.

Aguilera, N.H.; Jackson, M.L., 1953. Iron Oxide Removal from Soils and Clays1. *Soil Science Society of America Journal*, 17 (4): 359-364. 10.2136/sssaj1953.03615995001700040015x

Alam, M.J.; Goodall, J.L.; Bowes, B.D.; Girvetz, E.H., 2017. The Impact of Projected Climate Change Scenarios on Nitrogen Yield at a Regional Scale for the Contiguous United States. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53 (4): 854-870

Ale, M.T.; Mikkelsen, J.D.; Meyer, A.S., 2011. Differential growth response of *Ulva lactuca* to ammonium and nitrate assimilation. *Journal of Applied Phycology*, 23 (3, SI): 345-351. 10.1007/s10811-010-9546-2

Alestra, T.; Schiel, D.R., 2014. Effects of opportunistic algae on the early life history of a habitat-forming fucoid: influence of temperature, nutrient enrichment and grazing pressure. *Marine Ecology Progress Series*, 508: 105-115. 10.3354/meps10838

- Alestra, T.; Schiel, D.R., 2015. Non-trophic responses of algal communities to nutrient enrichment: interactions among coralline turfs, ephemeral algae and perennial fucoids. *Marine Ecology Progress Series*, 538: 145–156. 10.3354/meps11462
- Alexander, R.B.; Smith, R.A.; Schwarz, G.E., 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403 (6771): 758–761. 10.1038/35001562
- Alexandre, A.; Silva, J.; Bouma, T.J.; Santos, R., 2011. Inorganic nitrogen uptake kinetics and whole-plant nitrogen budget in the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 401 (1-2): 7–12. 10.1016/j.jembe.2011.03.008
- Alheit, J.; Mollmann, C.; Dutz, J.; Kornilovs, G.; Loewe, P.; Mohrholz, V.; Wasmund, N., 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES Journal of Marine Science*, 62 (7): 1205–1215. 10.1016/j.icesjms.2005.04.024
- Ali, A., 1996. A concise review of chironomid midges (Diptera: Chironomidae) as pests and their management. *Journal of Vector Ecology*, 21 (2): 105–121
- Allan, J.D.; Yuan, L.L.; Black, P.; Stockton, T.O.M.; Davies, P.E.; Magierowski, R.H.; Read, S.M., 2012. Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology*, 57: 58–73. 10.1111/j.1365-2427.2011.02683.x
- Aller, R.C., 1982. The Effects of Macrobenthos on Chemical Properties of Marine Sediment and Overlying Water. In: McCall, P.L.; Tevesz, M.J.S., eds. *Animal-Sediment Relations: The Biogenic Alteration of Sediments*. Boston, MA: Springer US, 53–102. 10.1007/978-1-4757-1317-6\_2
- Aller, R.C., 1994. Bioturbation and remineralization of sedimentary organic-matter - effects of redox oscillation. *Chemical Geology*, 114 (3-4): 331–345. 10.1016/0009-2541(94)90062-0
- Aller, R.C., 2014. 8.11 - Sedimentary Diagenesis, Depositional Environments, and Benthic Fluxes A2 - Holland, Heinrich D. In: Turekian, K.K., ed. *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*. Oxford: Elsevier, 293–334. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00611-2>
- Aller, R.C.; Hall, P.O.J.; Rude, P.D.; Aller, J.Y., 1998. Biogeochemical heterogeneity and suboxic diagenesis in hemipelagic sediments of the Panama Basin. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 45 (1): 133–165. 10.1016/S0967-0637(97)00049-6
- Aller, R.C.; Rude, P.D., 1988. Complete oxidation of solid-phase sulfides by manganese and bacteria in anoxic marine-sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 52 (3): 751–765. 10.1016/0016-7037(88)90335-3
- Aller, R.C.; Yingst, J.Y., 1985. Effects of the marine deposit-feeders *Heteromastus filiformis* (polychaeta), *Macoma balthica* (bivalvia), and *Tellina texana* (bivalvia) on averaged sedimentary solute transport, reaction-rates, and microbial distributions. *Journal of Marine Research*, 43 (3): 615–645
- Alström-Rapaport, C.; Leskinen, E.; Pamilo, P., 2010. Seasonal variation in the mode of reproduction of *Ulva intestinalis* in a brackish water environment. *Aquatic Botany*, 93 (4): 244–249
- Altamirano, M.; Flores-Moya, A.; Conde, F.; Figueroa, F.L., 2000. Growth seasonality, photosynthetic pigments, and carbon and nitrogen content in relation to environmental factors: a field study of *Ulva olivascens* (Ulvales, Chlorophyta). *Phycologia*, 39 (1): 50–58. 10.2216/i0031-8884-39-1-50.1
- Altieri, A.H., 2008. DEAD ZONES ENHANCE KEY FISHERIES SPECIES BY PROVIDING PREDATION REFUGE. *Ecology*, 89 (10): 2808–2818. 10.1890/07-0994.1
- Altieri, A.H.; Gedan, K.B., 2015. Climate change and dead zones. *Global Change Biology*, 21 (4): 1395–1406. 10.1111/gcb.12754
- Altieri, A.H.; Witman, J.D., 2006. Local extinction of a foundation species in a hypoxic estuary: Integrating individuals to ecosystem. *Ecology*, 87 (3): 717–730. 10.1890/05-0226
- Alwyn, T.; Rees, V., 2007. 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
- Amara, R.; Filipuci, I.; Vincent, D.; Goularda, F.; Breton, E., 2013. Do transparent exopolymeric particles (TEP) derived from *Phaeocystis globosa* bloom impact the physiological performances of European sea bass juveniles. *Aquaculture*, 414: 149–154. 10.1016/j.aquaculture.2013.07.048
- Amemiya, T.; Enomoto, T.; Rossberg, A.G.; Takamura, N.; Itoh, K., 2005. Lake restoration in terms of ecological resilience: a numerical study of biomanipulations under bistable conditions. *Ecology and Society*, 10 (2):
- Aminot, A.; Andrieux, F., 1996. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Research*, 30 (11): 2805–2811. 10.1016/S0043-1354(96)00192-3
- Ammar, M.; Comte, K.; Tran, T.D.C.; El Bour, M., 2014. Initial growth phases of two bloom-forming cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Planktothrix agardhii*) in monocultures and mixed cultures depending on light and nutrient conditions. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences, 231–240
- Amosu, A.O.; Robertson-Andersson, D.V.; Kean, E.; Maneveldt, G.W.; Cyster, L., 2016. Biofiltering and Uptake of Dissolved Nutrients by *Ulva armoricana* (Chlorophyta) in a Land-based Aquaculture System. *INTERNATIONAL JOURNAL OF AGRICULTURE AND BIOLOGY*, 18 (2): 298–304
- Anderies, J.M.; Beisner, B.E., 2000. Fluctuating environments and phytoplankton community structure: a stochastic model. *The American Naturalist*, 155 (4): 556–569



- Andersen, B.S.; Carl, J.D.; Grønkjær, P.; Støttrup, J.G., 2005. Feeding ecology and growth of age 0 year *Platichthys flesus*(L.) in a vegetated and a bare sand habitat in a nutrient rich fjord. *Journal of Fish Biology*, 66 (2): 531-552. 10.1111/j.0022-1112.2005.00620.x
- Andersen, J.H.; Axe, P.; Backer, H.; Carstensen, J.; Claussen, U.; Fleming-Lehtinen, V.; Järvinen, M.; Kaartokallio, H.; Knuuttila, S.; Korpinen, S.; Kubiliute, A.; Laamanen, M.; Lysiak-Pastuszek, E.; Martin, G.; Murray, C.; Møhlenberg, F.; Nausch, G.; Norkko, A.; Villnäs, A., 2010. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry*, 106 (2): 137-156. 10.1007/s10533-010-9508-4
- Andersen, J.H.; Schluter, L.; Aertebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28 (7): 621-628. 10.1093/plankt/fb1001
- Andersen, R.A., 2005. *Algal culturing techniques*. Academic press
- Andersen, T.; Hessen, D.O., 1991. CARBON, NITROGEN, AND PHOSPHORUS-CONTENT OF FRESH-WATER ZOOPLANKTON. *Limnology and Oceanography*, 36 (4): 807-814
- Anderson, D.M.; Alpermann, T.J.; Cembella, A.D.; Collos, Y.; Masseret, E.; Montresor, M., 2012. The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae*, 14: 10-35. 10.1016/j.hal.2011.10.012
- Anderson, D.M.; Burkholder, J.M.; Cochlan, W.P.; Glibert, P.M.; Gobler, C.J.; Heil, C.A.; Kudela, R.M.; Parsons, M.L.; Rensel, J.E.J.; Townsend, D.W.; Trainer, V.L.; Vargo, G.A., 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae*, 8 (1): 39-53. 10.1016/j.hal.2008.08.017
- Anderson, D.M.; Cembella, A.D.; Hallegraeff, G.M., 2012. Progress in Understanding Harmful Algal Blooms: Paradigm Shifts and New Technologies for Research, Monitoring, and Management. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science, Vol 4*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Marine Science), Vol.4, 143-176. 10.1146/annurev-marine-120308-081121
- Anderson, D.M.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4B): 704-726. 10.1007/bf02804901
- Andersson, L.; Rydberg, L., 1988. TRENDS IN NUTRIENT AND OXYGEN CONDITIONS WITHIN THE KATTEGAT - EFFECTS OF LOCAL NUTRIENT SUPPLY. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 26 (5): 559-579. 10.1016/0272-7714(88)90006-6
- Andrades, R.; Gomes, M.P.; Pereira, G.H.; Souza, J.F.; Albuquerque, C.Q.; Martins, A.S., 2014. The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 144: 75-81. 10.1016/j.ecss.2014.04.014
- Anneville, O.; Ginot, V.; Druart, J.-C.; Angeli, N., 2002. Long-term study (1974–1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research*, 24 (10): 993-1008
- Anschutz, P.; Deborde, J., 2016. Spectrophotometric determination of phosphate in matrices from sequential leaching of sediments. *Limnology and Oceanography-Methods*, 14 (4): 245-256. 10.1002/lom3.10085
- Anschutz, P.; Dedieu, K.; Desmazes, F.; Chaillou, G., 2005. Speciation, oxidation state, and reactivity of particulate manganese in marine sediments. *Chemical Geology*, 218 (3-4): 265-279. 10.1016/j.chemgeo.2005.01.008
- Anschutz, P.; Sundby, B.; Lefrançois, L.; Luther, G.W.; Mucci, A., 2000. Interactions between metal oxides and species of nitrogen and iodine in bioturbated marine sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 64 (16): 2751-2763. 10.1016/S0016-7037(00)00400-2
- Anschutz, P.; Zhong, S.J.; Sundby, B.; Mucci, A.; Gobeil, C., 1998. Burial efficiency of phosphorus and the geochemistry of iron in continental margin sediments. *Limnology and Oceanography*, 43 (1): 53-64
- Anschutz, P.; Hyacinthe, C.; Carbonel, P.; Jouanneau, J.M.; Jorissen, F., 1999. La distribution du phosphore inorganique dans les sédiments modernes du golfe de Gascogne
- Antolic, B.; Zuljevic, A.; Despalatovic, M.; Grubelic, I.; Cvitkovic, I., 2008. Impact of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the epiphytic macroalgal assemblage of *Posidonia oceanica* seagrass rhizomes in the Adriatic Sea. *NOVA HEDWIGIA*, 86 (1-2): 155–167. 10.1127/0029-5035/2008/0086-0155
- Antunes, J.T.; Leão, P.N.; Vasconcelos, V.M., 2015. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Frontiers in Microbiology*, 6:
- Aparicio, F.L.; Nieto-Cid, M.; Borrull, E.; Calvo, E.; Pelejero, C.; Sala, M.M.; Pinhassi, J.; Gasol, J.M.; Marrase, C., 2016. Eutrophication and acidification: Do they induce changes in the dissolved organic matter dynamics in the coastal Mediterranean Sea? *Science of the Total Environment*, 563: 179-189. 10.1016/j.scitotenv.2016.04.108
- Arai, M.N., 2001. Pelagic coelenterates and eutrophication: a review. *Hydrobiologia*, 451 (1-3): 69-87. 10.1023/a:1011840123140
- Archambault, M.C.; Bricelj, V.M.; Grant, J.; Anderson, D.M., 2004. Effects of suspended and sedimented clays on juvenile hard clams, *Mercenaria mercenaria*, within the context of harmful algal bloom mitigation. *Marine Biology*, 144 (3): 553-565. 10.1007/s00227-003-1222-5
- Archer, D.; Emerson, S.; Reimers, C., 1989. Dissolution of calcite in deep-sea sediments - ph and o-2 microelectrode results. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 53 (11): 2831-2845. 10.1016/0016-7037(89)90161-0
- Argillier, C.; Causse, S.; Gevrey, M.; Pedron, S.; De Bortoli, J.; Brucet, S.; Emmrich, M.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T.; Mehner, T.; Olin, M.; Rask, M.; Volta, P.; Winfield, I.J.; Kelly, F.; Krause, T.; Palm, A.; Holmgren, K., 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704 (1): 193-211. 10.1007/s10750-012-1282-y
- Arheimer, B.; Brandt, M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27 (6): 471-480

- Arhonditsis, G.B.; Paerl, H.W.; Valdes-Weaver, L.M.; Stow, C.A.; Steinberg, L.J.; Reckhow, K.H., 2007. Application of Bayesian structural equation modeling for examining phytoplankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 72 (1-2): 63-80. 10.1016/j.ecss.2006.09.022
- Armstrong, J.; Armstrong, W., 2001. Rice and Phragmites: effects of organic acids on growth, root permeability, and radial oxygen loss to the rhizosphere. *American Journal of Botany*, 88 (8): 1359-1370. 10.2307/3558443
- Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment - Part 1: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1): 73-89. 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x
- Arroyo, N.L.; Aarnio, K.; Mäensivu, M.; Bonsdorff, E., 2012. Drifting filamentous algal mats disturb sediment fauna: Impacts on macro-meiofaunal interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 420-421: 77-90. 10.1016/j.jembe.2012.03.020
- Arthaud, F.; Vallod, D.; Robin, J.; Bornette, G., 2012. Eutrophication and drought disturbance shape functional diversity and life-history traits of aquatic plants in shallow lakes. *Aquatic Sciences*, 74 (3): 471-481. 10.1007/s00027-011-0241-4
- Asaoka, S.; Yamamoto, T.; Yoshioka, I.; Tanaka, H., 2009. Remediation of coastal marine sediments using granulated coal ash. *Journal of Hazardous Materials*, 172 (1): 92-98. 10.1016/j.jhazmat.2009.06.140
- Ashley, K.; Cordell, D.; Mavinic, D., 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84 (6): 737-746. 10.1016/j.chemosphere.2011.03.001
- Aspila, K.I.; Agemian, H.; Chau, A.S.Y., 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101 (1200): 187-197. 10.1039/AN9760100187
- Atech, 2000. *Cost of algal blooms*. Canberra, ACT, Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation.
- Auby, I.; Manaud, F.; Maurer, D.; Trut, G., 1994. Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. *Etude IFREMER-CEMAGREF-SSASARBAC.Plouzané, France: IFREMER*, 146 p:
- Auer, B., 2004. Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. *Journal of Plankton Research*, 26 (6): 697-709. 10.1093/plankt/fbh058
- Auffrey, L.M.; Robinson, S.M.C.; Barbeau, M.A., 2004. Effect of green macroalgal mats on burial depth of soft-shelled clams *Mya arenaria*. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 193-203. 10.3354/meps278193
- Azevedo, L.B.; Zelm, R.; Elshout, P.M.; Hendriks, A.J.; Leuven, R.S.; Struijs, J.; Zwart, D.; Huijbregts, M.A., 2013. Species richness-phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 22 (12): 1304-1314
- Azinheira, D.L.; Scott, D.T.; Hession, W.; Hester, E.T., 2014. Comparison of effects of inset floodplains and hyporheic exchange induced by in-stream structures on solute retention. *Water Resources Research*, 50 (7): 6168-6190. 10.1002/2013wr014400
- Baatrup-Pedersen, A.; Göthe, E.; Riis, T.; O'Hare, M.T., 2016. Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment*, 543, Part A: 230-238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.027>
- Backorova, M.; Maslanakova, I.; Backor, M., 2016. Copper uptake and copper-induced physiological changes in the marine alga *Cladophora prolifera* (Roth.) Kütz. (Chlorophyta, Ulvophyceae). *BRAZILIAN JOURNAL OF BOTANY*, 39 (2): 447-452. 10.1007/s40415-016-0251-5
- Baden, S.; Bostrom, C.; Tobiasson, S.; Arponen, H.; Moksnes, P.O., 2010. Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic-Skagerrak area. *Limnology and Oceanography*, 55 (3): 1435-1448. 10.4319/lo.2010.55.3.1435
- Baeta, A.; Valiela, I.; Rossi, F.; Pinto, R.; Richard, P.; Niquil, N.; Marques, J.C., 2009. Eutrophication and trophic structure in response to the presence of the eelgrass *Zostera noltii*. *Marine Biology*, 156 (10): 2107-2120. 10.1007/s00227-009-1241-y
- Bakker, E.S.; Van Donk, E.; Declerck, S.A.J.; Helmsing, N.R.; Hidding, B.; Nolet, B.A., 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. *Basic and Applied Ecology*, 11 (5): 432-439. 10.1016/j.baae.2010.06.005
- Bakker, E.S.; Van Donk, E.; Immers, A.K., 2016. Lake restoration by in-lake iron addition: a synopsis of iron impact on aquatic organisms and shallow lake ecosystems. *Aquatic Ecology*, 50 (1): 121-135. 10.1007/s10452-015-9552-1
- Balducci, C.; Sfriso, A.; Pavoni, B., 2001. Macrofauna impact on *Ulva rigida* C. Ag. production and relationship with environmental variables in the lagoon of Venice. *Marine Environmental Research*, 52 (1): 27-49. 10.1016/s0141-1136(00)00259-2
- Balzer, W.; Boehler, E.; Tang, X.; Ren, J.; Zhang, J.; Wang, D., 2013. Arsenic in solution, colloidal and particulate phases of East-Hainan estuaries. *Continental Shelf Research*, 57: 73-81. 10.1016/j.csr.2012.04.005
- Bao, M.; Guan, W.B.; Wang, Z.L.; Wang, D.F.; Cao, Z.Y.; Chen, Q., 2015. Features of the physical environment associated with green tide in the southwestern Yellow Sea during spring. *Acta Oceanologica Sinica*, 34 (7): 97-104. 10.1007/s13131-015-0692-x
- Bárcena, J.F.; Gómez, A.G.; García, A.; Álvarez, C.; Juanes, J.A., 2017. Quantifying and mapping the vulnerability of estuaries to point-source pollution using a multi-metric assessment: The Estuarine Vulnerability Index (EVI). *Ecological Indicators*, 76: 159-169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.015>

- Barker, T.; Hatton, K.; O'Connor, M.; Connor, L.; Moss, B., 2008. Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology*, 173 (2): 89-100. 10.1127/1863-9135/2008/0173-0089
- Barko, J.W., 1982. Influence of potassium source (sediment vs. open water) and sediment composition on the growth and nutrition of a submersed freshwater macrophyte (*Hydrilla verticillata*) (L.f. Royle). *Aquatic Botany*, 12: 157-172
- Barr, N.G.; Dudley, B.D.; Rogers, K.M.; Cornelisen, C.D., 2013. Broad-scale patterns of tissue-delta N-15 and tissue-N indices in frondose *Ulva* spp.; Developing a national baseline indicator of nitrogen-loading for coastal New Zealand. *Marine Pollution Bulletin*, 67 (1-2): 203-216. 10.1016/j.marpolbul.2012.11.033
- Barr, N.G.; Rees, T.A.V., 2003. Nitrogen status and metabolism in the green seaweed *Enteromorpha intestinalis*: an examination of three natural populations. *Marine Ecology Progress Series*, 249: 133-144. 10.3354/meps249133
- Barr, N.G.; Tijssen, R.J.; Rees, T.A.V., 2004. Contrasting effects of methionine sulfoximine on uptake and assimilation of ammonium in *Ulva intestinalis* (Chlorophyceae). *Journal of Phycology*, 40 (4): 697-704. 10.1111/j.1529-8817.2004.04004.x
- Barroin, G., 1991. La rehabilitation des plans d'eau. *La Recherche*, 22 (238): 1412-1422
- Barrow, N.J., 1983. A discussion of the methods for measuring the rate of reaction between soil and phosphate. *Fertilizer Research*, 4 (1): 51-61. 10.1007/bf01049666
- Barthelemy, N.; Serrano, O.; Posada, F.; Casabianca, M.L.d.; Sfriso, A., 2001. Role of abiotic factors on the growth rate in *Ulva rigida* from two southern sites. *Vie Et Milieu-Life and Environment*, 51 (1-2): 21-28
- Bartlett, K.B.; Bartlett, D.S.; Harriss, R.C.; Sebachner, D.I., 1987. Methane emissions along a salt-marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, 4 (3): 183-202. 10.1007/bf02187365
- Bartlett, R.; Mortimer, R.J.G.; Morris, K., 2008. Anoxic nitrification: Evidence from Humber Estuary sediments (UK). *Chemical Geology*, 250 (1-4): 29-39. 10.1016/j.chemgeo.2008.02.001
- Bartoli, M.; Cattadori, M.; Giordani, G.; Viaroli, P., 1996. Benthic oxygen respiration, ammonium and phosphorus regeneration in surficial sediments of the Sacca di Goro (Northern Italy) and two French coastal lagoons: A comparative study. *Hydrobiologia*, 329 (1-3): 143-159. 10.1007/bf00034554
- Basin: NOAA Coastal Ocean Office. Decision Analysis Series no. 17.
- Bastyan, G.R.; Cambridge, M.L., 2008. Transplantation as a method for restoring the seagrass *Posidonia australis*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79 (2): 289-299. 10.1016/j.ecss.2008.04.012
- Batsula, A.A.; Krivonos, Gm, 1973. Phosphorus in humic and fulvic acids of some ukrainian soils. *SOVIET SOIL SCIENCE*, 5 (3): 347-350
- Battoe, L.E.; Coveney, M.F.; Lowe, E.F.; Stites, D.L., 1999. *The role of phosphorus reduction and export in the restoration of Lake Apopka, Florida. (Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems)*
- Baturin, G.N.; Chalov, P.I.; Merkulov, K.I., 1972. Radiometric evidence for recent formation of phosphatic nodules in marine shelf sediments. *Marine Geology*, 13 (3): M37-&
- Baustian, M.M.; Rabalais, N.N.; Morrison, W.L.; Turner, R.E., 2011. Seasonal microphytobenthos on the hypoxic northern Gulf of Mexico continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 436: 51-66. 10.3354/meps09262
- Baustian, M.M.; Rabalais, N.N.; Morrison, W.L.; Turner, R.E., 2013. Microphytobenthos along the Louisiana continental shelf during mid-summer hypoxia. *Continental Shelf Research*, 52: 108-118. 10.1016/j.csr.2012.10.014
- Beal, E.J.; House, C.H.; Orphan, V.J., 2009. Manganese- and Iron-Dependent Marine Methane Oxidation. *Science*, 325 (5937): 184-187. 10.1126/science.1169984
- Beaugrand, G., 2004. The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. *Progress in Oceanography*, 60 (2-4): 245-262. 10.1016/j.pocean.2004.02.018
- Beaugrand, G.; Edwards, M.; Raybaud, V.; Goberville, E.; Kirby, R.R., 2015. Future vulnerability of marine biodiversity compared with contemporary and past changes. *Nature Climate Change*, 5 (7): 695-+. 10.1038/nclimate2650
- Beck, M.W.; Brumbaugh, R.D.; Airoidi, L.; Carranza, A.; Coen, L.D.; Crawford, C.; Defeo, O.; Edgar, G.J.; Hancock, B.; Kay, M.C.; Lenihan, H.S.; Luckenbach, M.W.; Toropova, C.L.; Zhang, G.; Guo, X., 2011. Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *Bioscience*, 61 (2): 107-116. 10.1525/bio.2011.61.2.5
- Beck, M.W.; Heck, K.L.; Able, K.W.; Childers, D.L.; Eggleston, D.B.; Gillanders, B.M.; Halpern, B.; Hays, C.G.; Hoshino, K.; Minello, T.J.; Orth, R.J.; Sheridan, P.F.; Weinstein, M.P., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *Bioscience*, 51 (8): 633-641. 10.1641/0006-3568(2001)051[0633:ticamo]2.0.co;2
- Beeton, A.M., 2002. Large freshwater lakes: present state, trends, and future. *Environmental Conservation*, 29 (1): 21-38. 10.1017/s0376892902000036
- Behrenfeld, M.J.; Halsey, K.H.; Milligan, A.J., 2008. Evolved physiological responses of phytoplankton to their integrated growth environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1504): 2687-2703. 10.1098/rstb.2008.0019
- Behrenfeld, M.J.; Prasil, O.; Badin, M.; Bruyant, F., 2004. In search of a physiological basis for covariations in light-limited and light-saturated photosynthesis. *Journal of Phycology*, 40: 4-25
- Bendtsen, J.; Hansen, J.L.S., 2013. Effects of global warming on hypoxia in the Baltic Sea-North Sea transition zone. *Ecological Modelling*, 264: 17-26. 10.1016/j.ecolmodel.2012.06.018
- Beninca, E.; Dakos, V.; Van Nes, E.H.; Huisman, J.; Scheffer, M., 2011. Resonance of plankton communities with temperature fluctuations. *The American Naturalist*, 178 (4): E85-E95

- Benincà, E.; Huisman, J.; Heerkloss, R.; Jöhnk, K.D.; Branco, P.; Van Nes, E.H.; Scheffer, M.; Ellner, S.P., 2008. Chaos in a long-term experiment with a plankton community. *Nature*, 451 (7180): 822
- Benitez-Nelson, C.R., 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science Reviews*, 51 (1-4): 109-135. 10.1016/S0012-8252(00)00018-0
- Bennion, H.; Hilton, J.; Hughes, M.; Clark, J.; Hornby, D.; Fozzard, I.; Phillips, G.; Reynolds, C., 2005. The use of a GIS-based inventory to provide a national assessment of standing waters at risk from eutrophication in Great Britain. *Science of the Total Environment*, 344 (1): 259-273
- Bérard, A.; Dorigo, U.; Mercier, I.; Becker-van Slooten, K.; Grandjean, D.; Leboulanger, C., 2003. Comparison of the ecotoxicological impact of the triazines Irgarol 1051 and atrazine on microalgal cultures and natural microalgal communities in Lake Geneva. *Chemosphere*, 53 (8): 935-944
- Berdalet, E.; Fleming, L.E.; Gowen, R.; Davidson, K.; Hess, P.; Backer, L.C.; Moore, S.K.; Hoagland, P.; Enevoldsen, H., 2016. Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96 (1): 61-91. 10.1017/S0025315415001733
- Berelson, W.M.; Hammond, D.E.; Cutter, G.A., 1990. Insitu measurements of calcium-carbonate dissolution rates in deep-sea sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 54 (11): 3013-3020. 10.1016/0016-7037(90)90118-5
- Berezina, N.A.; Golubkov, S.M., 2008. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 74: S80-S85. 10.1016/j.jmarsys.2008.03.027
- Berezina, N.A.; Golubkov, S.M., 2008. Responses of Coastal Zoobenthos to Stress Induced by Drifting Algae in the Neva Estuary. *2008 IEEE/OES US/EU-Baltic International Symposium*. 294-297
- Berezina, N.A.; Tsiplenkina, I.G.; Pankova, E.S.; Gubelit, J.I., 2007. Dynamics of invertebrate communities on the stony littoral of the Neva Estuary (Baltic Sea) under macroalgal blooms and bioinvasions. *Transitional Waters Bulletin*, 1 (1): 65-76
- Berger, R.; Bergström, L.; Gran, E.; Kautsky, L., 2004. How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea ? – a conceptual model. 243-248
- Bergstrom, L.; Berger, R.; Kautsky, L., 2003. Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38 (1): 41-46. 10.1080/0967026031000096236
- Bernes, C.; Carpenter, S.R.; Gårdmark, A.; Larsson, P.; Persson, L.; Skov, C. and Van Donk, E., 2013. What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*. 2(1): 9.
- Bernes, C.; Carpenter, S.R.; Gårdmark, A.; Larsson, P.; Persson, L.; Skov, C.; Speed, J.D. and Van Donk, E., 2015. What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*. 4(1): 7.
- Beroya-Eitner, M.A., 2016. Ecological vulnerability indicators. *Ecological Indicators*, 60: 329-334. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.001>
- Bethke, C.M.; Sanford, R.A.; Kirk, M.F.; Jin, Q.S.; Flynn, T.M., 2011. The thermodynamic ladder in geomicrobiology. *American Journal of Science*, 311 (3): 183-210. 10.2475/03.2011.01
- Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F.; Van Beek, L.P.H.; Mogollon, J.M.; Middelburg, J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13 (8): 2441-2451. 10.5194/bg-13-2441-2016
- Beutel, M.W.; Horne, A.J., 1999. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake and Reservoir Management*, 15 (4): 285-297
- Beven, K.J.; Kirkby, M.J.; Schofield, N.; Tagg, A.F., 1984. TESTING A PHYSICALLY-BASED FLOOD FORECASTING-MODEL (TOPMODEL) FOR 3 UK CATCHMENTS. *Journal of Hydrology*, 69 (1-4): 119-143. 10.1016/0022-1694(84)90159-8
- Bhattacharai, H.D.; Paudel, B.; Park, N.-S.; Lee, K.S.; Shin, H.-W., 2007. Evaluation of antifouling activity of eight commercially available organic chemicals against the early foulers marine bacteria and *Ulva* spores. *Journal of Environmental Biology*, 28 (4): 857-863
- Bianchi, D.; Dunne, J.P.; Sarmiento, J.L.; Galbraith, E.D., 2012. Data-based estimates of suboxia, denitrification, and N<sub>2</sub>O production in the ocean and their sensitivities to dissolved O<sub>2</sub>. *Global Biogeochemical Cycles*, 26. 10.1029/2011gb004209
- Bianchi, T.S., 2011. The role of terrestrially derived organic carbon in the coastal ocean: A changing paradigm and the priming effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (49): 19473-19481. 10.1073/pnas.1017982108
- Bianchi, T.S.; DiMarco, S.F.; Cowan, J.H., Jr.; Hetland, R.D.; Chapman, P.; Day, J.W.; Allison, M.A., 2010. The science of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico: A review. *Science of the Total Environment*, 408 (7): 1471-1484. 10.1016/j.scitotenv.2009.11.047
- Biggs, B.J., 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1): 17-31
- Bijma, J.; Poertner, H.-O.; Yesson, C.; Rogers, A.D., 2013. Climate change and the oceans - What does the future hold? *Marine Pollution Bulletin*, 74 (2): 495-505. 10.1016/j.marpolbul.2013.07.022
- Billen, G.; Garnier, J.; Nemery, J.; Sebilo, M.; Sferratore, A.; Barles, S.; Benoit, P.; Benoit, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 80-97. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.005

- Billen, G.; Silvestre, M.; Grizzetti, B.; Leip, A.; Garnier, J.; Voss, M.; Howarth, R.; Bouraoui, F.; Lepisto, A.; Kortelainen, P.; Johnes, P.; Curtis, C.; Humborg, C.; Smedburg, E.; Kaste, O.; Ganeshram, R.; Beusen, A.; Lancelot, C., 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M.A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. and Grizzetti, B., ed. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, 271-297
- Binnerup, S.J.; Jensen, K.; Revsbech, N.P.; Jensen, M.H.; Sørensen, J., 1992. Denitrification, dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, and nitrification in a bioturbated estuarine sediment as measured with n-15 and microsensor techniques. *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (1): 303-313
- Birch, G.F.; Fazeli, M.S.; Niatthai, C., 2005. Efficiency of an infiltration basin in removing contaminants from urban stormwater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101 (1-3): 23-38
- Bischof, K.; Krabs, G.; Wiencke, C.; Hanelt, D., 2002. Solar ultraviolet radiation affects the activity of ribulose-1, 5-bisphosphate carboxylase-oxygenase and the composition of photosynthetic and xanthophyll cycle pigments in the intertidal green alga *Ulva lactuca* L. *PLANTA*, 215 (3): 502-509. 10.1007/s00425-002-0774-9
- Bishop, K.; Buffam, I.; Erlandsson, M.; Folster, J.; Laudon, H.; Seibert, J.; Temnerud, J., 2008. Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrological Processes*, 22 (8): 1239-1242. 10.1002/hyp.7049
- BJORNSATER, B.R.; WHEELER, P.A., 1990. Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *ulva-fenestrata* and *enteromorpha-intestinalis* (ulvales, chlorophyta). *Journal of Phycology*, 26 (4): 603-611. 10.1111/j.0022-3646.1990.00603.x
- Blair, N.E.; Aller, R.C., 2012. The Fate of Terrestrial Organic Carbon in the Marine Environment. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science*, Vol 4. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Marine Science), Vol.4, 401-423. 10.1146/annurev-marine-120709-142717
- Blanck, H., 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (5): 1003-1034
- Blanck, H.; Dahl, B., 1996. Pollution-induced community tolerance (PICT) in marine periphyton in a gradient of tri-n-butyltin (TBT) contamination. *Aquatic Toxicology*, 35 (1): 59-77
- Blanck, H.; Wängberg, S.-Å.; Molander, S., 1988. Pollution-induced community tolerance—a new ecotoxicological tool. *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*. ASTM International
- Blewett, T.A.; Robertson, L.M.; MacLatchy, D.L.; Wood, C.M., 2013. Impact of environmental oxygen, exercise, salinity, and metabolic rate on the uptake and tissue-specific distribution of 17 alpha-ethynylestradiol in the euryhaline teleost *Fundulus heteroclitus*. *Aquatic Toxicology*, 138: 43-51. 10.1016/j.aquatox.2013.04.006
- Bliding, C.V., 1963. A critical survey of European taxa in Ulvales.
- Blomster, J.; Back, S.; Fewer, D.P.; Kiirikki, M.; Lehvo, A.; Maggs, C.A.; Stanhope, M.J., 2002. Novel morphology in *Enteromorpha* (Ulvophyceae) forming green tides. *American Journal of Botany*, 89 (11): 1756-1763. 10.3732/ajb.89.11.1756
- Blomster, J.; Maggs, C.A.; Stanhope, M.J., 1998. Molecular and morphological analysis of *Enteromorpha intestinalis* and *E-compressa* (Chlorophyta) in the British Isles. *Journal of Phycology*, 34 (2): 319-340. 10.1046/j.1529-8817.1998.340319.x
- Blumenthal, D.M., 2006. Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. *Ecology Letters*, 9 (7): 887-895. 10.1111/j.1461-0248.2006.00934.x
- Bode, A.; Dortch, Q., 1996. Uptake and regeneration of inorganic nitrogen in coastal waters influenced by the Mississippi River spatial and seasonal variations. *Journal of Plankton Research*, 18 (12): 2251-2268
- Boedeltje, G.; Smolders, A.J.R.; Lamers, L.P.M.; Roelofs, J.G.M., 2005. Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 162 (3): 349-362. 10.1127/0003-9136/2005/0162-0349
- Boers, P.; Vanderdoes, J.; Quaak, M.; Vandervlugt, J.; Walker, P., 1992. Fixation of phosphorus in lake-sediments using iron(iii)chloride - experiences, expectations. *Hydrobiologia*, 233 (1-3): 211-212. 10.1007/bf00016109
- Boers, P.C.M.; Van Raaphorst, W.; Van der Molen, D.T., 1998. Phosphorus retention in sediments. *Water Science and Technology*, 37 (3): 31-39. 10.1016/s0273-1223(98)00053-5
- Boesch, D.F.; Brinsfield, R.B.; Magnien, R.E., 2001. Chesapeake Bay eutrophication: Scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2): 303-320
- Bograd, S.J.; Castro, C.G.; Di Lorenzo, E.; Palacios, D.M.; Bailey, H.; Gilly, W.; Chavez, F.P., 2008. Oxygen declines and the shoaling of the hypoxic boundary in the California Current. *Geophysical Research Letters*, 35 (12): 6. 10.1029/2008gl034185
- Bohórquez, J.; Papaspyrou, S.; Yúfera, M.; Bergeijk, S.A.V.; García-robledo, E.; Jiménez-arias, J.L., 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cádiz. 70: 10-17
- Bohorquez, J.; Papaspyrou, S.; Yufera, M.; van Bergeijk, S.A.; Garcia-Robledo, E.; Jimenez-Arias, J.L.; Bright, M.; Corzo, A., 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cadiz. *Mar Pollut Bull*, 70 (1-2): 10-7. 10.1016/j.marpolbul.2013.02.002
- Bokn, T.L.; Duarte, C.M.; Pedersen, M.F.; Marba, N.; Moy, F.E.; Barron, C.; Bjerkeng, B.; Borum, J.; Christie, H.; Engelbert, S.; Fotel, F.L.; Hoell, E.E.; Karez, R.; Kersting, K.; Kraufvelin, P.; Lindblad, C.; Olsen, M.; Sanderud, K.A.; Sommer, U.; Sørensen, K., 2003. The response of experimental rocky shore communities to nutrient additions. *Ecosystems*, 6 (6): 577-594. 10.1007/s10021-002-0108-6

- Bokn, T.L.; Moy, F.E.; Christie, H.; Engelbert, S.; Karez, R.; Kersting, K.; Kraufvelin, P.; Lindblad, C.; Marba, N.; Pedersen, M.F.; others, 2002. Are rocky shore ecosystems affected by nutrient-enriched seawater? Some preliminary results from a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 484 (1-3): 167–175
- Bokn, T.L.; Moy, F.E.; Christie, H.; Engelbert, S.; Karez, R.; Kersting, K.; Kraufvelin, P.; Lindblad, C.; Marba, N.; Pedersen, M.F.; Sorensen, K., 2002. Are rocky shore ecosystems affected by nutrient-enriched seawater? Some preliminary results from a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 484 (1-3): 167–175. 10.1023/a:1021365307438
- Bolam, S.G.; Fernandes, T.F.; Read, P.; Raffaelli, D., 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249 (1): 123-137. 10.1016/S0022-0981(00)00185-4
- Bolton, J.J., 2016. What is aquatic botany? – and why algae are plants: the importance of non-taxonomic terms for groups of organisms. *Aquatic Botany*, 132: 1-4. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.02.006>
- Bonachela, J.A.; Raghib, M.; Levin, S.A., 2011. Dynamic model of flexible phytoplankton nutrient uptake. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108 (51): 20633-20638
- Bonin, P., 1996. Anaerobic nitrate reduction to ammonium in two strains isolated from coastal marine sediment: A dissimilatory pathway. *FEMS Microbiology Ecology*, 19 (1): 27-38
- Bonin, P.; Gilewicz, M.; Bertrand, J.C., 1989. Effects of oxygen on each step of denitrification on pseudomonas-nautica. *Canadian Journal of Microbiology*, 35 (11): 1061-1064
- Bonsdorff, E., 1992. Drifting algae and zoobenthos — Effects on settling and community structure. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 57-62. 10.1016/0077-7579(92)90045-g
- Bonsdorff, E.; Andersson, A.; Elmgren, R., 2015. Baltic Sea ecosystem-based management under climate change: Integrating social and ecological perspectives. *Ambio*, 44: S333-S334. 10.1007/s13280-015-0669-1
- Bonsdorff, E.; Ronnberg, C.; Aarnio, K., 2002. Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 475 (1): 371-377. 10.1023/a:1020395526898
- Bootsma, M.C.; Barendregt, A.; van Alphen, J.C.A., 1999. Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands. *Biological Conservation*, 90 (3): 193-201. 10.1016/S0006-3207(99)00027-0
- Borg, A.; Pihl, L.; Wennhage, H., 1997. Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L.) on sandy soft bottoms with different vegetation types. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 51 (2): 197–212. 10.1007/bf02908708
- Borja, A.; Bricker, S.B.; Dauer, D.M.; Demetriades, N.T.; Ferreira, J.G.; Forbes, A.T.; Hutchings, P.; Jia, X.P.; Kenchington, R.; Marques, J.C.; Zhu, C.B., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (9): 1519-1537. 10.1016/j.marpolbul.2008.07.005
- Bormann, F.H.; Likens, G.E., 1979. Catastrophic disturbance and the steady-state in northern hardwood forests. *American Scientist*, 67 (6): 660-669
- Borsuk, M.E.; Stow, C.A.; Reckhow, K.H., 2004. Confounding effect of flow on estuarine response to nitrogen loading. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 130 (6): 605-614. 10.1061/(asce)0733-9372(2004)13:6(605)
- Bose, R.; De, A.; Mozumdar, S.; Sen, G.; Mukherjee, A.D., 2012. Coastal water pollution in two rivers of the Bengal delta. *Geochemistry International*, 50 (10): 860-868. 10.1134/S0016702912100047
- Bose, R.; De, A.; Sen, G.; Mukherjee, A.D., 2012. Comparative study of the physico-chemical parameters of the coastal waters in rivers Matla and Saptamukhi: Impacts of coastal water coastal pollution. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 34 (5): 246-251. 10.3103/S1063455X12050062
- Bostrom, B.; Andersen, J.M.; Fleischer, S.; Jansson, M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment - water interface. *Hydrobiologia*, 170: 229-244. 10.1007/bf00024907
- Boudreau, B.P., 1999. A theoretical investigation of the organic carbon-microbial biomass relation in muddy sediments. *Aquatic Microbial Ecology*, 17 (2): 181-189. 10.3354/ame017181
- Boulton, A.J.; Findlay, S.; Marmonier, P.; Stanley, E.H.; Valett, H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 59-81. 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.59
- Bourke, M.F.; Kessler, A.J.; Cook, P.L.M., 2014. Influence of buried *Ulva lactuca* on denitrification in permeable sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 498: 85-U420. 10.3354/meps10611
- Bowes, M.; Davison, P.; Hutchins, M.; McCall, S.; Prudhomme, C.; Sadowski, J.; Soley, R.; Wells, R.; Willets, S., 2016. *Climate change and eutrophication risk in English rivers*. Bristol: Environment Agency, 81.
- Bowes, M.J.; Smith, J.T.; Hilton, J.; Sturt, M.M.; Armitage, P.D., 2007. Periphyton biomass response to changing phosphorus concentrations in a nutrient-impacted river: a new methodology for phosphorus target setting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 (2): 227-238. 10.1139/f06-180
- Boyd, J.N.; Burnett, L.E., 1999. Reactive oxygen intermediate production by oyster hemocytes exposed to hypoxia. *Journal of Experimental Biology*, 202 (22): 3135-3143
- Boynton, W.R.; Hagy, J.D.; Murray, L.; Stokes, C.; Kemp, W.M., 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries*, 19 (2B): 408-421. 10.2307/1352459
- Brack, W.; Klammer, H.J.C.; de Ada, M.L.; Barcelo, D., 2007. Effect-directed analysis of key toxicants in European river basins - A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (1): 30-38. 10.1065/espr2006.08.329
- Bradshaw, E.G.; Rasmussen, P.; Nielsen, H.; Anderson, N.J., 2005. Mid- to late-Holocene land-use change and lake development at Dallund So, Denmark: trends in lake primary production as reflected by algal and macrophyte remains. *Holocene*, 15 (8): 1130-1142. 10.1191/0959683605hl885rp

- Braeckman, U.; Provoost, P.; Gribsholt, B.; Van Gansbeke, D.; Middelburg, J.J.; Soetaert, K.; Vincx, M.; Vanaverbeke, J., 2010. Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation. *Marine Ecology Progress Series*, 399: 173-186. 10.3354/meps08336
- Brault, D.; Quéguiner, B., 1989. Effect of inorganic and organic nitrogen sources on growth of *Ulva gigantea* (Kützinger) Bliding. In: Pauw, N.d.E., ed. *Aquaculture*. European Aquaculture Society
- Breitburg, D., 2002. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*, 25 (4B): 767-781. 10.1007/bf02804904
- Breitburg, D.L., 1992. Episodic hypoxia in Chesapeake Bay - interacting effects of recruitment, behavior, and physical disturbance. *Ecological Monographs*, 62 (4): 525-546. 10.2307/2937315
- Breitburg, D.L.; Hondorp, D.W.; Davias, L.A.; Diaz, R.J., 2009. Hypoxia, Nitrogen, and Fisheries: Integrating Effects Across Local and Global Landscapes. *Annual Review of Marine Science*, 1: 329-349. 10.1146/annurev.marine.010908.163754
- Briand, E.; Escoffier, N.; Straub, C.; Sabart, M.; Quiblier, C.; Humbert, J.-F., 2009. Spatiotemporal changes in the genetic diversity of a bloom-forming *Microcystis aeruginosa* (cyanobacteria) population. *The ISME Journal*, 3 (4): 419
- Bricker, S.B.; Longstaff, B.; Dennison, W.; Jones, A.; Boicourt, K.; Wicks, C.; Woerner, J., 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae*, 8 (1): 21-32. 10.1016/j.hal.2008.08.028
- Bricker, S.B.; Longstaff, B.; Dennison, W.; Jones, A.; Boicourt, K.; Wicks, C.; Woerner, J., 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae*, 8 (1): 21-32. 10.1016/j.hal.2008.08.028
- Brinson, M.M., 1993. Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands*, 13 (2): 65-74
- Brinson, M.M.; Bradshaw, H.D.; Kane, E.S., 1984. Nutrient assimilative-capacity of an alluvial floodplain swamp. *Journal of Applied Ecology*, 21 (3): 1041-1057. 10.2307/2405066
- Brinson, M.M.; Malvarez, A.I., 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29 (2): 115-133. 10.1017/s0376892902000085
- Brito, A.C.; Quental, T.; Coutinho, T.P.; Branco, M.A.C.; Falcao, M.; Newton, A.; Icely, J.; Moita, T., 2012. Phytoplankton dynamics in southern Portuguese coastal lagoons during a discontinuous period of 40 years: An overview. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 110: 147-156. 10.1016/j.ecss.2012.04.014
- Brock, T.C.M.; Vandenbogaert, M.; Bos, A.R.; Vanbreukelen, S.W.F.; Reiche, R.; Terwoert, J.; Suykerbuyk, R.E.M.; Roijackers, R.M.M., 1992. Fate and effects of the insecticide Dursban(R) 4E in indoor *Elodea*-dominated and macrophyte-free freshwater model-ecosystems. 2. Secondary effects on community structure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 23 (4): 391-409
- Broecker, W.S.; Peng, T.-h.; Observatory, L.-D.G., 1982. *Tracers in the sea*. Lamont-Doherty Geological Observatory, Columbia University
- Brönmark, C.; Hansson, L.-A., 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford Oxford Univ. Press
- Brooks, B.W.; Lazorchak, J.M.; Howard, M.D.; Johnson, M.V.V.; Morton, S.L.; Perkins, D.A.; Reavie, E.D.; Scott, G.I.; Smith, S.A.; Steevens, J.A., 2016. Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (1): 6-13
- Brooks, J., 1999. *Policy implications to phosphorus management in Florida ecosystems*. (Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems)
- Brosnan, T.M.; Oshea, M.L., 1996. Long-term improvements in water quality due to sewage abatement in the lower Hudson River. *Estuaries*, 19 (4): 890-900. 10.2307/1352305
- Brouwer, E.; Bobbink, R.; Roelofs, J.G.M., 2002. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany*, 73 (4): 405-431. 10.1016/s0304-3770(02)00033-5
- Brouwer, E.; Roelofs, J.G.M., 2001. Degraded softwater lakes: Possibilities for restoration. *Restoration Ecology*, 9 (2): 155-166. 10.1046/j.1526-100x.2001.009002155.x
- Brouwer, E.; Roelofs, J.G.M., 2002. Oligotrophication of acidified, nitrogen-saturated softwater lakes after dredging and controlled supply of alkaline water. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 155 (1): 83-97
- Browdy, C.L.; Bratvold, D.; Stokes, A.D.; McIntosh, R.P., 2001. *Perspectives on the application of closed shrimp culture systems*. Baton Rouge: World Aquaculture Soc (New Wave Proceedings of the Special Session on Sustainable Shrimp Farming)
- Brown, C.D.; Hoyer, M.V.; Bachmann, R.W.; Canfield Jr, D.E., 2000. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and north-temperate lake data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (8): 1574-1583
- Brown, J.H.; Gillooly, J.F.; Allen, A.P.; Savage, V.M.; West, G.B., 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85 (7): 1771-1789. 10.1890/03-9000
- Brucet, S.; Poikane, S.; Lyche-Solheim, A.; Birk, S., 2013. Biological assessment of European lakes: ecological rationale and human impacts. *Freshwater Biology*, 58 (6): 1106-1115. 10.1111/fwb.12111
- Bruesewitz, D.A., 2008. *The effects of invasive zebra mussels (Dreissena polymorpha) on nitrogen cycling in freshwater ecosystems of the Midwestern United States*. University of Notre Dame,
- Brun, F.G.; Vergara, J.J.; Navarro, G.; Hernandez, I.; Perez-Llorens, J.L., 2003. Effect of shading by *Ulva rigida* canopies on growth and carbon balance of the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 265: 85-96. 10.3354/meps265085
- Brunet C.; Johnsen G.; Lavaud J.; Roy S. Pigments and photoacclimation processes. Phytoplankton Pigments: Characterization, C.a.A.i.O., 2011, . Pigments and photoacclimation processes.Ch. 11. In: Suzanne Roy, C.A.L., Einar Skarstad Egeland, Geir Johnsen, ed. *Phytoplankton Pigments*. Cambridge Press University, 445-471



- Brunke, M.; Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37 (1): 1-33. 10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x
- Bruschetti, M.; Luppi, T.; Fanjul, E.; Rosenthal, A.; Iribarne, O., 2008. Grazing effect of the invasive reef-forming polychaete *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) on phytoplankton biomass in a SW Atlantic coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 354 (2): 212-219. 10.1016/j.jembe.2007.11.009
- Bryhn, A.C.; Hakanson, L., 2009. Eutrophication: Model Before Acting. *Science*, 324 (5928): 723-723
- Brzezinski, M.A., 1985. The Si :C :N ratio of the marine diatoms : interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21: 347-357
- Brzezinski, M.A., 1985. The si-c-n ratio of marine diatoms - interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21 (3): 347-357
- Brzozowska, R.; Gawronska, H., 2009. The influence of a long-term artificial aeration on the nitrogen compounds exchange between bottom sediments and water in Lake Dlugie. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38 (1): 113-119. 10.2478/v10009-009-0010-z
- Buchan, A.; LeClerc, G.R.; Gulvik, C.A.; Gonzalez, J.M., 2014. Master recyclers: features and functions of bacteria associated with phytoplankton blooms. *Nat Rev Microbiol*, 12 (10): 686-98. 10.1038/nrmicro3326
- Bukaveckas, P.A., 2007. Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental Science & Technology*, 41 (5): 1570-1576. 10.1021/es061618x
- Bunnell, D.B.; Barbiero, R.P.; Ludsins, S.A.; Madenjian, C.P.; Warren, G.J.; Dolan, D.M.; Brenden, T.O.; Briland, R.; Gorman, O.T.; He, J.X.; Johengen, T.H.; Lantry, B.F.; Lesht, B.M.; Nalepa, T.F.; Riley, S.C.; Riseng, C.M.; Treska, T.J.; Tsehay, I.; WALSH, M.G.; Warner, D.M.; Weidel, B.C., 2014. Changing Ecosystem Dynamics in the Laurentian Great Lakes: Bottom-Up and Top-Down Regulation. *Bioscience*, 64 (1): 26-39. 10.1093/biosci/bit001
- Burgin, A.J.; Hamilton, S.K., 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (2): 89-96. 10.1890/1540-9295(2007)5[89:hwotro]2.0.co;2
- Burkepile, D.E.; Hay, M.E., 2006. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: Context-dependent effects. *Ecology*, 87 (12): 3128-3139. 10.1890/0012-9658(2006)87[3128:hvncom]2.0.co;2
- Burkholder, J.M.; Glasgow, H.B.; Glasgow, J.E., 1994. Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halo-dule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 121-138. 10.3354/meps105121
- Burkholder, J.M.; Glibert, P.M.; Skelton, H.M., 2008. Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful Algae*, 8 (1): 77-93. 10.1016/j.hal.2008.08.010
- Burkholder, J.M.; Tomasko, D.A.; Touchette, B.W., 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350 (1-2): 46-72. 10.1016/j.jembe.2007.06.024
- Burson, A.; Stomp, M.; Akil, L.; Brussaard, C.P.D.; Huisman, J., 2016. Unbalanced reduction of nutrient loads has created an offshore gradient from phosphorus to nitrogen limitation in the North Sea. *Limnology and Oceanography*, 61 (3): 869-888. 10.1002/lno.10257
- Burt, T.; Pinay, G.; Sabater, S., 2010. What do we still need to know about the ecohydrology of riparian zones? *Ecohydrology*, 3 (3): 373-377. 10.1002/eco.140
- Burt, T.P.; Pinay, G., 2005. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Progress in Physical Geography*, 29 (3): 297-316. 10.1191/0309133305pp450ra
- Butzler, J.M.; Chase, J.M., 2009. The effects of variable nutrient additions on a pond mesocosm community. *Hydrobiologia*, 617: 65-73. 10.1007/s10750-008-9443-8
- Bužančić, M.; Ninčević Gladan, Ž.; Marasović, I.; Kušpilić, G.; Grbec, B., 2016. Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. *Oceanologia*, 58 (4): 302-316. 10.1016/j.oceano.2016.05.003
- Caballero-Alfonso, A.M.; Carstensen, J.; Conley, D.J., 2015. Biogeochemical and environmental drivers of coastal hypoxia. *Journal of Marine Systems*, 141: 190-199. 10.1016/j.jmarsys.2014.04.008
- Cabecadas, G.; Nogueira, M.; Brogueira, M.J., 1999. Nutrient dynamics and productivity in three European estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (12): 1092-1096. 10.1016/s0025-326x(99)00111-3
- Caddy, J., 2000. Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *Ices Journal of Marine Science*, 57 (3): 628-640. 10.1006/jmsc.2000.0739
- Cadee, G.C.; Hegeman, J., 2002. Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th century; 30 years monitoring biomass, primary production, and Phaeocystis blooms. *Journal of Sea Research*, 48 (2): 97-110. 10.1016/s1385-1101(02)00161-2
- Caetano, M.; Vale, C., 2002. Retention of arsenic and phosphorus in iron-rich concretions of Tagus salt marshes. *Marine Chemistry*, 79 (3-4): 261-271. 10.1016/s0304-4203(02)00068-3
- Cai, W.J.; Reimers, C.E.; Shaw, T., 1995. Microelectrode studies of organic-carbon degradation and calcite dissolution at a california continental rise site. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 59 (3): 497-511. 10.1016/0016-7037(95)00316-r
- Calandrino, E.S.; Paerl, H.W., 2011. Determining the potential for the proliferation of the harmful cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Currituck Sound, North Carolina. *Harmful Algae*, 11: 1-9. 10.1016/j.hal.2011.04.003
- Calbet, A.; Sazhin, A.F.; Nejstgaard, J.C.; Berger, S.A.; Tait, Z.S.; Olmos, L.; Sousoni, D.; Isari, S.; Martinez, R.A.; Bouquet, J.M.; Thompson, E.M.; Bamstedt, U.; Jakobsen, H.H., 2014. Future Climate Scenarios for a Coastal Productive Planktonic

- Food Web Resulting in Microplankton Phenology Changes and Decreased Trophic Transfer Efficiency. *Plos One*, 9 (4): 16. 10.1371/journal.pone.0094388
- Calder-Potts, R.; Spicer, J.; Calosi, P.; Findlay, H.; Widdicombe, S., 2015. A mesocosm study investigating the effects of hypoxia and population density on respiration and reproductive biology in the brittlestar *Amphiura filiformis*. *Marine Ecology Progress Series*, 534: 135-147. 10.3354/meps11379
- Calder-Potts, R.; Spicer, J.I.; Calosi, P.; Findlay, H.S.; Widdicombe, S., 2015. A mesocosm study investigating the effects of hypoxia and population density on respiration and reproductive biology in the brittlestar *Amphiura filiformis*. *Marine Ecology Progress Series*, 534: 135-147. 10.3354/meps11379
- Camacho, A.; Peinado, R.; Santamans, A.C.; Picazo, A., 2012. Functional ecological patterns and the effect of anthropogenic disturbances on a recently restored Mediterranean coastal lagoon. Needs for a sustainable restoration. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 114: 105-117. 10.1016/j.ecss.2012.04.034
- Camacho, G.A., 2006. On the occurrence and ecological features of deep chlorophyll maxima (DCM) in Spanish stratified lakes. *Limnetica*, 25 (1-2): 453-478
- Campbell, S., 2001. Ammonium requirements of fast-growing ephemeral macroalgae in a nutrient-enriched marine embayment (Port Phillip Bay, Australia). *Marine Ecology Progress Series*, 209: 99-107. 10.3354/meps209099
- Candolin, U.; Johanson, A.; Budria, A., 2016. The Influence of Stickleback on the Accumulation of Primary Production: a Comparison of Field and Experimental Data. *Estuaries and Coasts*, 39 (1): 248-257. 10.1007/s12237-015-9984-9
- Canfield, D.E.; Raiswell, R.; Bottrell, S., 1992. The reactivity of sedimentary iron minerals toward sulfide
- Capblancq, J.; Décamps, H., 2002. L'eutrophisation des eaux continentales: questions à propos d'un processus complexe. *Nature Sciences Sociétés*, 10 (2): 6-17
- Caraco, N.; Cole, J.; Findlay, S.; Wigand, C., 2006. *Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems*. 10.1641/0006-3568(2006)056[0219:VPAEOO]2.0.CO;2
- Caraco, N.F.; Lampman, G.; Cole, J.J.; Limburg, K.E.; Pace, M.L.; Fischer, D., 1998. Microbial assimilation of DIN in a nitrogen rich estuary: implications for food quality and isotope studies. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 59-71. 10.3354/meps167059
- Carbniener, R.; Trémolières, M.; Mercier, J.L.; Ortscheit, A., 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86: 71-88.
- Cardenas, A.; Meyer, F.; Schwieder, H.; Wild, C.; Gardes, A., 2015. The formation of aggregates in coral reef waters under elevated concentrations of dissolved inorganic and organic carbon: A mesocosm approach. *Marine Chemistry*, 175: 47-55. 10.1016/j.marchem.2015.04.002
- Cardoso, P.G.; Pardal, M.A.; Lillebo, A.I.; Ferreira, S.M.; Raffaelli, D.; Marques, J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302 (2): 233-248. 10.1016/j.jembe.2003.10.014
- Cardoso, P.G.; Pardal, M.A.; Lillebo, A.I.; Ferreira, S.M.; Raffaelli, D.; Marques, J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302 (2): 233-248. 10.1016/j.jembe.2003.10.014
- Carey, C.C.; Hanson, P.C.; Lathrop, R.C.; St. Amand, A.L., 2016. Using wavelet analyses to examine variability in phytoplankton seasonal succession and annual periodicity. *Journal of Plankton Research*, 38 (1): 27-40
- Carey, C.C.; Ibelings, B.W.; Hoffmann, E.P.; Hamilton, D.P.; Brookes, J.D., 2012. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46 (5): 1394-1407
- Carignan, R.; Kalff, J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? *Science*, 207: 987-989
- Carmichael, R.H.; Walton, W.; Clark, H., 2012. Bivalve-enhanced nitrogen removal from coastal estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69 (7): 1131-1149. 10.1139/f2012-057
- Carmichael, W.W., 1989. *Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins*. Pergamon Press, Oxford
- Carmichael, W.W.; Boyer, G.L., 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*, 54: 194-212
- Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568. 10.2307/2641247
- Carrias, J.F.; Amblard, C.; Quiblier-Lloberas, C.; Bourdier, G., 1998. Seasonal dynamics of free and attached heterotrophic nanoflagellates in an oligomesotrophic lake. *Freshwater Biology*, 39 (1): 91-101. 10.1046/j.1365-2427.1998.00263.x
- Carstensen, J.; Andersen, J.H.; Gustafsson, B.G.; Conley, D.J., 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (15): 5628-5633. 10.1073/pnas.1323156111
- Carstensen, J.; Conley, D.J.; Andersen, J.H.; Aertebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication and trend reversal: A Danish case study. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 398-408
- Carstensen, J.; Klais, R.; Cloern, J.E., 2015. Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 162: 98-109. 10.1016/j.ecss.2015.05.005
- Carstensen, J.; Sanchez-Camacho, M.; Duarte, C.M.; Krause-Jensen, D.; Marba, N., 2011. Connecting the Dots: Responses of Coastal Ecosystems to Changing Nutrient Concentrations. *Environmental Science & Technology*, 45 (21): 9122-9132. 10.1021/es202351y
- Carvalho, L.; Poikane, S.; Solheim, A.L.; Phillips, G.; Borics, G.; Catalan, J.; De Hoyos, C.; Drakare, S.; Dudley, B.J.; Jarvinen, M.; Laplace-Tretyure, C.; Maileht, K.; McDonald, C.; Mischke, U.; Moe, J.; Morabito, G.; Noges, P.; Noges, T.; Ott, I.;

- Pasztaleniec, A.; Skjelbred, B.; Thackeray, S.J., 2013. Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia*, 704 (1): 127-140. 10.1007/s10750-012-1344-1
- Carvalho, S.; Pereira, P.; Pereira, F.; Pablo, H.d.; Vale, C.; Gaspar, M.B., 2011. Factors structuring temporal and spatial dynamics of macrobenthic communities in a eutrophic coastal lagoon (Obidos lagoon, Portugal). *Marine Environmental Research*, 71 (2): 97-110. 10.1016/j.marenvres.2010.11.005
- Casabianca, M.L.d.; Barthelemy, N.; Serrano, O.; Sfriso, A., 2002. Growth rate of *Ulva rigida* in different Mediterranean eutrophicated sites. *Bioresource Technology*, 82 (1): 27-31. 10.1016/S0960-8524(01)00155-9
- Casini, M.; Lovgren, J.; Hjelm, J.; Cardinale, M.; Molinero, J.C.; Kornilovs, G., 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 275 (1644): 1793-1801. 10.1098/rspb.2007.1752
- Castilla, J.C., 1996. Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species. *Environmental Monitoring and Assessment*, 40 (2): 171-184. 10.1007/bf00414390
- Cayan, D.R., 1980. Large-scale relationships between sea-surface temperature and surface air-temperature. *Monthly Weather Review*, 108 (9): 1293-1301. 10.1175/1520-0493(1980)108<1293:lsrbss>2.0.co;2
- Cebrian, J.; Corcoran, D.; Lartigue, J., 2014. Eutrophication-Driven Shifts in Primary Producers in Shallow Coastal Systems: Implications for System Functional Change. *Estuaries and Coasts*, 37 (1): S180-S197. 10.1007/s12237-013-9689-x
- Cebrian, J.; Stutes, J.P.; Christiaen, B., 2013. Effects of grazing and fertilization on epiphyte growth dynamics under moderately eutrophic conditions: implications for grazing rate estimates. *Marine Ecology Progress Series*, 474: 121-133. 10.3354/meps10092
- Cejudo, F.J.; Delatorre, A.; Paneque, A., 1984. Short-term ammonium inhibition of nitrogen-fixation in azotobacter. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 123 (2): 431-437. 10.1016/0006-291x(84)90248-1
- CEVA, 2010. *Complément d'étude sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologies impliqués dans les blooms macroalgues - CIMAV 2009 - Rapport sur le projet 3*, 25+Annexes.
- CEVA, 2011. *Complément d'étude sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologies impliqués dans les blooms macroalgues - CIMAV 2010 - Rapport sur le projet 3*, 15.
- CEVA, 2012. *Complément d'étude sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologies impliqués dans les blooms macroalgues - CIMAV 2011 - Rapport sur le projet 3*, 36.
- CEVA, 2016. *Contrôle de Surveillance DCE 2015: Suivi des blooms de macroalgues opportunistes*, 50 pp + Annexes.
- CEVA, 2016. *Suivi des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en complément du contrôle de surveillance DCE - Cimav 2015 - Rapport sur le projet 4*, 96 pp + Annexes.
- Chai, C.; Yu, Z.; Song, X.; Cao, X., 2006. The status and characteristics of eutrophication in the Yangtze River (Changjiang) Estuary and the adjacent East China Sea, China. *Hydrobiologia*, 563 (1): 313-328
- Chambers, R.A.; Fourqurean, J.W.; Macko, S.A.; Hoppenot, R., 2001. Biogeochemical effects of iron availability on primary producers in a shallow marine carbonate environment. *Limnology and Oceanography*, 46 (6): 1278-1286
- Chan, F.; Barth, J.A.; Lubchenco, J.; Kirincich, A.; Weeks, H.; Peterson, W.T.; Menge, B.A., 2008. Emergence of anoxia in the California current large marine ecosystem. *Science*, 319 (5865): 920-920. 10.1126/science.1149016
- Chang, H.Y.; Wu, S.H.; Shao, K.T.; Kao, W.Y.; Maa, C.J.W.; Jan, R.Q.; Liu, L.L.; Tzeng, C.S.; Hwang, J.S.; Hsieh, H.L.; Kao, S.J.; Chen, Y.K.; Lin, H.J., 2012. Longitudinal variation in food sources and their use by aquatic fauna along a subtropical river in Taiwan. *Freshwater Biology*, 57 (9): 1839-1853. 10.1111/j.1365-2427.2012.02843.x
- Chang, N.B.; Imen, S.; Vannah, B., 2015. Remote Sensing for Monitoring Surface Water Quality Status and Ecosystem State in Relation to the Nutrient Cycle: A 40-Year Perspective. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45 (2): 101-166. 10.1080/10643389.2013.829981
- Chapelle, A.; Lazure, P.; Souchu, P., 2001. Modelling anoxia in the Thau lagoon (France). *Oceanologica Acta*, 24: S87-S97
- Chapelle, A.; Le Gac, M.; Labry, C.; Siano, R.; Quere, J.; Caradec, F.; Le Bec, C.; Nezan, E.; Doner, A.; Gouriou, J., 2015. The Bay of Brest (France), a new risky site for toxic *Alexandrium minutum* blooms and PSP shellfish contamination. *Harmful algae news*, 51: 4-5
- Chapin, D.M.; Bliss, L.C.; Bledsoe, L.J., 1991. Environmental-regulation of nitrogen-fixation in a high arctic lowland ecosystem. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, 69 (12): 2744-2755
- Charlier, R.H.; Morand, P.; Finkl, C.W.; Thys, A.; others, 2007. Green tides on the Brittany coasts. *Environ Res Eng Manag*, 3 (41): 52-59
- Chen, B.; Zou, D.; Jiang, H., 2015. Elevated CO<sub>2</sub> exacerbates competition for growth and photosynthesis between *Gracilaria lemaneiformis* and *Ulva lactuca*. *Aquaculture*, 443: 49-55. 10.1016/j.aquaculture.2015.03.009
- Chen, B.B.; Zou, D.H.; Ma, J.H., 2016. Interactive effects of elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen-phosphorus supply on the physiological properties of *Pyropia haitanensis* (Bangiales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 28 (2): 1235-1243. 10.1007/s10811-015-0628-z
- Chen, D.J.; Hu, M.P.; Guo, Y.; Dahlgren, R.A., 2016. Modeling forest/agricultural and residential nitrogen budgets and riverine export dynamics in catchments with contrasting anthropogenic impacts in eastern China between 1980-2010. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 145-155. 10.1016/j.agee.2016.01.037
- Chen, F.; Chen, J.; Jia, G.; Jin, H.; Xu, J.; Yang, Z.; Zhuang, Y.; Liu, X.; Zhang, H., 2013. Nitrate delta N-15 and delta O-18 evidence for active biological transformation in the Changjiang Estuary and the adjacent East China Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 32 (4): 11-17. 10.1007/s13131-013-0294-4
- Chen, H.J.; Ivanoff, D.; Pietro, K., 2015. Long-term phosphorus removal in the Everglades stormwater treatment areas of South Florida in the United States. *Ecological Engineering*, 79: 158-168. 10.1016/j.ecoleng.2014.12.012

- Chen, J.-B.; Busigny, V.; Gaillardet, J.; Louvat, P.; Wang, Y.-N., 2014. Iron isotopes in the Seine River (France): Natural versus anthropogenic sources. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 128: 128-143. 10.1016/j.gca.2013.12.017
- Chen, J.F.; Xu, H.L.; Sun, Y.B.; Huang, L.L.; Zhang, P.X.; Zou, C.P.; Yu, B.; Zhu, G.F.; Zhao, C.Y., 2016. Interspecific differences in growth response and tolerance to the antibiotic sulfadiazine in ten clonal wetland plants in South China. *Science of the Total Environment*, 543: 197-205. 10.1016/j.scitotenv.2015.11.015
- Chen, S.X.; Hong, W.S.; Su, Y.Q.; Zhang, Q.Y., 2008. Microhabitat selection in the early juvenile mudskipper *Boleophthalmus pectinirostris* (L.). *Journal of Fish Biology*, 72 (3): 585-593. 10.1111/j.1095-8649.2007.01723.x
- Chen, X.; McGowan, S.; Xu, L.; Zeng, L.H.; Yang, X.D., 2016. Effects of hydrological regulation and anthropogenic pollutants on Dongting Lake in the Yangtze floodplain. *Ecohydrology*, 9 (2): 315-325. 10.1002/eco.1637
- Chen, Y.; Song, X.; Zhang, Z.; Shi, P.J.; Tao, F.L., 2015. Simulating the impact of flooding events on non-point source pollution and the effects of filter strips in an intensive agricultural watershed in China. *Limnology*, 16 (2): 91-101. 10.1007/s10201-014-0443-2
- Chen, Y.Z.; Lin, W.Q.; Zhu, J.R.; Lu, S.Q., 2016. Numerical simulation of an algal bloom in Dianshan Lake. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34 (1): 231-244. 10.1007/s00343-015-4298-0
- Chesney, E.J.; Baltz, D.M.; Thomas, R.G., 2000. Louisiana estuarine and coastal fisheries and habitats: Perspectives from a fish's eye view. *Ecological Applications*, 10 (2): 350-366
- Chesson, P., 2000. General theory of competitive coexistence in spatially-varying environments. *Theoretical Population Biology*, 58 (3): 211-237
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31 (1): 343-366
- Chesson, P.; Gebauer, R.L.; Schwinning, S.; Huntly, N.; Wiegand, K.; Ernest, M.S.; Sher, A.; Novoplansky, A.; Weltzin, J.F., 2004. Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia*, 141 (2): 236-253
- Chevassus-au-Louis, B.; Andral, B.; Femenias, A.; Bouvier, M., 2012. *Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes: Application à la situation de la Bretagne et propositions*, 147.
- Chislock, M.F.; Sarnelle, O.; Olsen, B.K.; Doster, E.; Wilson, A.E., 2013. Large effects of consumer offense on ecosystem structure and function. *Ecology*, 94 (11): 2375-2380. 10.1890/13-0320.1
- Chislock, M.F.; Sharp, K.L.; Wilson, A.E., 2014. *Cylindrospermopsis raciborskii* dominates under very low and high nitrogen-to-phosphorus ratios. *Water Research*, 49 (C): 207-214. 10.1016/j.watres.2013.11.022
- Cho, K.H.; Kang, J.H.; Ki, S.J.; Park, Y.; Cha, S.M.; Kim, J.H., 2009. Determination of the optimal parameters in regression models for the prediction of chlorophyll-a: A case study of the Yeongsan Reservoir, Korea. *Science of the Total Environment*, 407 (8): 2536-2545. 10.1016/j.scitotenv.2009.01.017
- Chouvelon, T., 2011. Structure et fonctionnement des réseaux trophiques par l'utilisation de traceurs écologiques (isotopes stables, métaux) en environnement marin ouvert : le cas du Golfe de Gascogne Tiphaine Chouvelon To cite this version.
- Christensen, P.B.; Glud, R.N.; Dalsgaard, T.; Gillespie, P., 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture*, 218 (1-4): 567-588. 10.1016/s0044-8486(02)00587-2
- Christia, C.; Giordani, G.; Papastergiadou, E., 2014. Assessment of ecological quality of coastal lagoons with a combination of phytobenthic and water quality indices. *Marine Pollution Bulletin*, 86 (1-2): 411-423. 10.1016/j.marpolbul.2014.06.038
- Chyan, J.M.; Lu, C.C.; Shiu, R.F.; Bellotindos, L.M., 2016. Purification of landscape water by using an innovative application of subsurface flow constructed wetland. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 535-545. 10.1007/s11356-015-5265-1
- Cicerone, R.J.; Oremland, R.S., 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochemical Cycles*, 2 (4): 299-327. 10.1029/GB002i004p00299
- Ciecierska, H.; Kolada, A., 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (9): 5501-5517. 10.1007/s10661-014-3799-1
- Ciglenecki, I.; Janekovic, I.; Margus, M.; Bura-Nakic, E.; Caric, M.; Ljubecic, Z.; Batistic, M.; Hrustic, E.; Dupcic, I.; Garic, R., 2015. Impacts of extreme weather events on highly eutrophic marine ecosystem (Rogoznica. Lake, Adriatic coast). *Continental Shelf Research*, 108: 144-155. 10.1016/j.csr.2015.05.007
- Clarke, S.J., 2002. Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26 (2): 159-172. 10.1191/0309133302pp324ra
- Claussen, U.; Zevenboom, W.; Brockmann, U.; Topcu, D.; Bot, P., 2009. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia*, 629 (49-58):
- Cleveland, C.C.; Liptzin, D., 2007. C : N : P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 85 (3): 235-252. 10.1007/s10533-007-9132-0
- Cloern, J.E., 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in South-San-Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 9 (2): 191-202. 10.3354/meps009191
- Cloern, J.E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research*, 7 (11-12): 1367-1381
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253. 10.3354/meps210223

- Cloern, J.E.; Grenz, C.; VidargarLucas, L., 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll:carbon ratio - The conversion factor between productivity and growth rate. *Limnology and Oceanography*, 40 (7): 1313-1321
- Cloern, J.E.; Jassby, A.D., 2009. Patterns and Scales of Phytoplankton Variability in Estuarine–Coastal Ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 33 (2): 230-241. 10.1007/s12237-009-9195-3
- Cloern, J.E.; Jassby, A.D., 2012. Drivers of change in estuarine-coastal ecosystems: Discoveries from four decades of study in San Francisco Bay. *Reviews of Geophysics*, 50: 33. 10.1029/2012rg000397
- Cloern, J.E.; Jassby, A.D.; Thompson, J.K.; Hieb, K.A., 2007. A cold phase of the East Pacific triggers new phytoplankton blooms in San Francisco Bay. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (47): 18561-18565. 10.1073/pnas.0706151104
- Coad, P.; Cathers, B.; Ball, J.E.; Kadluczka, R., 2014. Proactive management of estuarine algal blooms using an automated monitoring buoy coupled with an artificial neural network. *Environmental Modelling & Software*, 61: 393-409. 10.1016/j.envsoft.2014.07.011
- Coat, G.; Dion, P.; Noailles, M.-C.; Reviers, B.d.; Fontaine, J.-M.; Berger-Perrot, Y.; Loiseaux-De Goér, S., 1998. Ulva armoricana (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). II. Nuclear rDNA ITS sequence analysis. *European Journal of Phycology*, 33 (1): 81–86. 10.1080/09670269810001736563
- Cobbaert, D.; Wong, A.; Bayley, S.E., 2014. Precipitation-induced alternative regime switches in shallow lakes of the Boreal Plains (Alberta, Canada). *Ecosystems*, 17 (3): 535-549
- Codd, G.A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16 (1): 51-60. 10.1016/s0925-8574(00)00089-6
- Cohen, R.A.; Fong, P., 2004. Nitrogen uptake and assimilation in Enteromorpha intestinalis (L.) Link (Chlorophyta): using N-15 to determine preference during simultaneous pulses of nitrate and ammonium. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 309 (1): 67–77. 10.1016/j.jembe.2004.03.009
- Cohen, R.A.; Fong, P., 2004. Physiological responses of a bloom-forming green macroalga to short-term change in salinity, nutrients, and light help explain its ecological success. *Estuaries*, 27 (2): 209–216. 10.1007/bf02803378
- Cohen, R.A.; Fong, P., 2005. Experimental evidence supports the use of delta N-15 content of the opportunistic green macroalga Enteromorpha intestinalis (Chlorophyta) to determine nitrogen sources to estuaries. *Journal of Phycology*, 41 (2): 287–293. 10.1111/j.1529-8817.2005.04022.x
- Cohu, S.; Mangialajo, L.; Thibaut, T.; Blanfune, A.; Marro, S.; Lemee, R., 2013. Proliferation of the toxic dinoflagellate Ostreopsis cf. ovata in relation to depth, biotic substrate and environmental factors in the North West Mediterranean Sea. *Harmful Algae*, 24: 32-44. 10.1016/j.hal.2013.01.002
- COLEMAN, N.V.; STEWART, W.D.P., 1979. Enteromorpha-prolifera in a poly-eutrophic loch in Scotland. *British phycological journal*, 14 (2): 121
- Coll, M.; Piroddi, C.; Steenbeek, J.; Kaschner, K.; Ben Rais Lasram, F.; Aguzzi, J.; Ballesteros, E.; Bianchi, C.N.; Corbera, J.; Dailianis, T.; Danovaro, R.; Estrada, M.; Frogia, C.; Galil, B.S.; Gasol, J.M.; Gertwagen, R.; Gil, J.; Guilhaumon, F.; Kesner-Reyes, K.; Kitsos, M.-S.; Koukouras, A.; Lampadariou, N.; Laxamana, E.; López-Fé de la Cuadra, C.M.; Lotze, H.K.; Martin, D.; Mouillot, D.; Oro, D.; Raicevich, S.; Rius-Barile, J.; Saiz-Salinas, J.I.; San Vicente, C.; Somot, S.; Templado, J.; Turon, X.; Vafidis, D.; Villanueva, R.; Voultsiadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One*, 5 (8): e11842-e11842. 10.1371/journal.pone.0011842
- Coll, M.; Piroddi, C.; Steenbeek, J.; Kaschner, K.; Ben Rais Lasram, F.; Aguzzi, J.; Ballesteros, E.; Bianchi, C.N.; Corbera, J.; Dailianis, T.; Danovaro, R.; Estrada, M.; Frogia, C.; Galil, B.S.; Gasol, J.M.; Gertwagen, R.; Gil, J.; Guilhaumon, F.; Kesner-Reyes, K.; Kitsos, M.S.; Koukouras, A.; Lampadariou, N.; Laxamana, E.; Lopez-Fe de la Cuadra, C.M.; Lotze, H.K.; Martin, D.; Mouillot, D.; Oro, D.; Raicevich, S.; Rius-Barile, J.; Saiz-Salinas, J.I.; San Vicente, C.; Somot, S.; Templado, J.; Turon, X.; Vafidis, D.; Villanueva, R.; Voultsiadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One*, 5 (8): e11842. 10.1371/journal.pone.0011842
- Collins, A.L.; Walling, D.E., 2007. Fine-grained bed sediment storage within the main channel systems of the Frome and Piddle catchments, Dorset, UK. *Hydrological Processes*, 21 (11): 1448-1459. 10.1002/hyp.6269
- Collos, Y.; Bec, B.; Jauzein, C.; Abadie, E.; Laugier, T.; Lautier, J.; Pastoureaud, A.; Souchu, P.; Vaquer, A., 2009. Oligotrophication and emergence of picocyanobacteria and a toxic dinoflagellate in Thau lagoon, southern France. *Journal of Sea Research*, 61 (1-2): 68-75. 10.1016/j.seares.2008.05.008
- Colombo, G., 1992. Marine eutrophication and population dynamics: 25th European Marine Biology Symposium. Olsen & Olsen, VIII, 395 S ;
- Coma, R.; Ribes, M.; Serrano, E.; Jimenez, E.; Salat, J.; Pascual, J., 2009. Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106 (15): 6176-6181. 10.1073/pnas.0805801106
- Comeau, S.; Edmunds, P.J.; Spindel, N.B.; Carpenter, R.C., 2013. The responses of eight coral reef calcifiers to increasing partial pressure of CO2 do not exhibit a tipping point. *Limnology and Oceanography*, 58 (1): 388-398. 10.4319/lo.2013.58.1.0388
- Compson, Z.G.; Hungate, B.A.; Whitham, T.G.; Meneses, N.; Busby, P.E.; Wojtowicz, T.; Ford, A.C.; Adams, K.J.; Marks, J.C., 2016. Plant genotype influences aquatic-terrestrial ecosystem linkages through timing and composition of insect emergence. *Ecosphere*, 7 (5). 10.1002/ec2.1331
- Conley, D.J., 2012. Save the Baltic Sea. *Nature*, 486 (7404): 463-464
- Conley, D.J.; Bjorck, S.; Bonsdorff, E.; Carstensen, J.; Destouni, G.; Gustafsson, B.G.; Hietanen, S.; Kortekaas, M.; Kuosa, H.; Meier, H.E.M.; Mueller-Karulis, B.; Nordberg, K.; Norkko, A.; Nuernberg, G.; Pitkanen, H.; Rabalais, N.N.; Rosenberg,

- R.; Savchuk, O.P.; Slomp, C.P.; Voss, M.; Wulff, F.; Zillen, L., 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 43 (10): 3412-3420. 10.1021/es802762a
- Conley, D.J.; Bonsdorff, E.; Carstensen, J.; Destouni, G.; Gustafsson, B.G.; Hansson, L.-A.; Rabalais, N.N.; Voss, M.; Zillen, L., 2009. Tackling Hypoxia in the Baltic Sea: Is Engineering a Solution? *Environmental Science & Technology*, 43 (10): 3407-3411. 10.1021/es8027633
- Conley, D.J.; Carstensen, J.; Aertebjerg, G.; Christensen, P.B.; Dalsgaard, T.; Hansen, J.L.S.; Josefson, A.B., 2007. Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecological Applications*, 17 (5): S165-S184. 10.1890/05-0766.1
- Conley, D.J.; Carstensen, J.; Aigars, J.; Axe, P.; Bonsdorff, E.; Eremina, T.; Haahti, B.-M.; Humborg, C.; Jonsson, P.; Kotta, J.; Lannegren, C.; Larsson, U.; Maximov, A.; Medina, M.R.; Lysiak-Pastuszek, E.; Remeikaite-Nikiene, N.; Walve, J.; Wilhelms, S.; Zillen, L., 2011. Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 45 (16): 6777-6783. 10.1021/es201212r
- Conley, D.J.; Carstensen, J.; Vaquer-Sunyer, R.; Duarte, C.M., 2009. Ecosystem thresholds with hypoxia. *Hydrobiologia*, 629 (1): 21-29. 10.1007/s10750-009-9764-2
- Conley, D.J.; Josefson, A.B., 2001. Hypoxia, nutrient management and restoration in Danish waters. In: Rabalais, N.N., ed. *Coastal and Estuarine Sciences, Vol 58: Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems*. Washington: Amer Geophysical Union (Coastal and Estuarine Sciences), Vol.58, 425-434
- Conley, D.J.; Paerl, H.W.; Howarth, R.W.; Boesch, D.F.; Seitzinger, S.P.; Havens, K.E.; Lancelot, C.; Likens, G.E., 2009. ECOLOGY Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323 (5917): 1014-1015. 10.1126/science.1167755
- Conley, D.J.; Paerl, H.W.; Howarth, R.W.; Boesch, D.F.; Seitzinger, S.P.; Havens, K.E.; Lancelot, C.; Likens, G.E., 2009. Eutrophication: Time to Adjust Expectations Response. *Science*, 324 (5928): 724-725
- Conley, D.J.; Paerl, H.W.; Howarth, R.W.; Boesch, D.F.; Seitzinger, S.P.; Karl, E.; Karl, E.; Lancelot, C.; Gene, E.; Gene, E., 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 123: 1014-1015
- Conley, D.J.; Schelske, C.L.; Stoermer, E.F., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 101 (1-2): 179-192
- Connell, E.L.; Colmer, T.D.; Walker, D.I., 1999. Radial oxygen loss from intact roots of *Halophila ovalis* as a function of distance behind the root tip and shoot illumination. *Aquatic Botany*, 63 (3-4): 219-228. 10.1016/s0304-3770(98)00126-0
- Conover, J.; Green, L.A.; Thornber, C.S., 2016. Biomass decay rates and tissue nutrient loss in bloom and non-bloom-forming macroalgal species. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 178: 58-64. 10.1016/j.ecss.2016.05.018
- Cook, N.A.; Sarver, E.A.; Krometis, L.H.; Huang, J., 2015. Habitat and water quality as drivers of ecological system health in Central Appalachia. *Ecological Engineering*, 84: 180-189. 10.1016/j.ecoleng.2015.09.006
- Cooper, S.R., 1995. Chesapeake bay watershed historical land-use - impact on water-quality and diatom communities. *Ecological Applications*, 5 (3): 703-723. 10.2307/1941979
- Cooper, S.R.; Brush, G.S., 1993. A 2,500-year history of anoxia and eutrophication in CHESAPEAKE BAY. *Estuaries*, 16 (3B): 617-626. 10.2307/1352799
- Copetti, D.; Finsterle, K.; Marziali, L.; Stefani, F.; Tartari, G.; Douglas, G.; Reitzel, K.; Spears, B.M.; Winfield, I.J.; Crosa, G.; D'Haese, P.; Yasseri, S.; Lurling, M., 2016. Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: A review. *Water Research*, 97: 162-174. 10.1016/j.watres.2015.11.056
- Cordell, D.; Drangert, J.O.; White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 19 (2): 292-305. 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- Cordell, D.; Rosemarin, A.; Schroder, J.J.; Smit, A.L., 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84 (6): 747-758. 10.1016/j.chemosphere.2011.02.032
- Corenblit, D.; Davies, N.S.; Steiger, J.; Gibling, M.R.; Bornette, G., 2015. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40 (2): 189-207. 10.1002/esp.3643
- Corenblit, D.; Tabacchi, E.; Steiger, J.; Gurnell, A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84 (1-2): 56-86. 10.1016/j.earscirev.2007.05.004
- Cosgrove, S.; Rathaille, A.N.; Raine, R., 2014. The influence of bloom intensity on the encystment rate and persistence of *Alexandrium minutum* in Cork Harbor, Ireland. *Harmful Algae*, 31: 114-124. 10.1016/j.hal.2013.10.015
- Cosme, N.; Koski, M.; Hauschild, M.Z., 2015. Exposure factors for marine eutrophication impacts assessment based on a mechanistic biological model. *Ecological Modelling*, 317: 50-63. 10.1016/j.ecolmodel.2015.09.005
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. 10.1038/387253a0
- Cottingham, A.; Hall, N.G.; Potter, I.C., 2016. Factors influencing growth of *Acarzthopagrus butcheri* (Sparidae) in a eutrophic estuary have changed over time. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 168: 29-39. 10.1016/j.ecss.2015.10.031
- Coutant, C.C., 1990. Temperature-oxygen habitat for fresh-water and coastal striped bass in a changing climate. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119 (2): 240-253. 10.1577/1548-8659(1990)119<0240:thffac>2.3.co;2
- Coutinho, M.T.P.; Brito, A.C.; Pereira, P.; Goncalves, A.S.; Moita, M.T., 2012. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 110: 134-146. 10.1016/j.ecss.2012.04.007

- Crain, C.M.; Kroeker, K.; Halpern, B.S., 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11 (12): 1304-1315. 10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x
- Cui, N.X.; Wu, J.; Zhong, F.; Yang, L.H.; Xiang, D.F.; Cheng, S.P.; Zhou, Q., 2015. Seed banks and their implications of rivers with different trophic levels in Chaohu Lake Basin, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (3): 2247-2257. 10.1007/s11356-014-3501-8
- Cummins, S.P.; Roberts, D.E.; Zimmerman, K.D., 2004. Effects of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* on macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 266: 77-87. 10.3354/meps266077
- Curtis, C.J.; Battarbee, R.W.; Monteith, D.T.; Shilland, E.M., 2014. The future of upland water ecosystems of the UK in the 21st century: A synthesis. *Ecological Indicators*, 37: 412-430
- da Silva, J.M.; Coimbra, J.; Wilson, J.M., 2009. Ammonia sensitivity of the glass eel (*anguilla anguilla* L.): Salinity dependence and the role of branchial sodium/potassium adenosine triphosphatase. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (1): 141-147
- Dai, R.H.; Wang, P.F.; Jia, P.L.; Zhang, Y.; Chu, X.C.; Wang, Y.F., 2016. A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 32 (3): 7. 10.1007/s11274-015-2003-2
- Dalsgaard, T.; Canfield, D.E.; Petersen, J.; Thamdrup, B.; Acuna-Gonzalez, J., 2003. N<sub>2</sub> production by the anammox reaction in the anoxic water column of Golfo Dulce, Costa Rica. *Nature*, 422 (6932): 606-8. 10.1038/nature01526
- Dalu, T.; Richoux, N.B.; Froneman, P.W., 2016. Nature and source of suspended particulate matter and detritus along an austral temperate river-estuary continuum, assessed using stable isotope analysis. *Hydrobiologia*, 767 (1): 95-110. 10.1007/s10750-015-2480-1
- Daly Yahia, M.N.; Goy, J.; Daly Yahia-Kéfi, O., 2003. Distribution et écologie des Méduses (Cnidaria) du golfe de Tunis (Méditerranée sud occidentale). *Oceanologica Acta*, 26 (5-6): 645-655. 10.1016/j.oceact.2003.05.002
- Dandelot, S.; Matheron, R.; Le Petit, J.; Verlaque, R.; Cazaubon, A., 2005. Variations temporelles des paramètres physicochimiques et microbiologiques de trois écosystèmes aquatiques (Sud-Est de la France) envahis par des *Ludwigia*. *Comptes Rendus Biologies*, 328 (10): 991-999
- Danger, M.; Daufresne, T.; Lucas, F.; Pissard, S.; Lacroix, G., 2008. Does Liebig's law of the minimum scale up from species to communities? *Oikos*, 117 (11): 1741-1751. 10.1111/j.1600-0706.2008.16793.x
- Daskalov, G.M., 2002. Overfishing drives atrophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53-63. 10.3354/meps225053
- Daskalov, G.M.; Grishin, A.N.; Rodionov, S.; Mihneva, V., 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (25): 10518-10523. 10.1073/pnas.0701100104
- Dauwe, B.; Middelburg, J.J.; Herman, P.M.J., 2001. Effect of oxygen on the degradability of organic matter in subtidal and intertidal sediments of the North Sea area. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 13-22. 10.3354/meps215013
- Davanzo, C.; Kremer, J.N., 1994. Diel oxygen dynamics and anoxic events in an eutrophic estuary of Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 17 (1B): 131-139. 10.2307/1352562
- Davidson, E.A.; Howarth, R.W., 2007. Environmental science - Nutrients in synergy. *Nature*, 449 (7165): 1000-1001. 10.1038/4491000a
- Davidson, E.A.; Howarth, R.W., 2007. Environmental science: Nutrients in synergy (vol 449, pg 1000, 2007). *Nature*, 450 (7168): 363-363. 10.1038/450363a
- Davidson, K.; Gowen, R.J.; Harrison, P.J.; Fleming, L.E.; Hoagland, P.; Moschonas, G., 2014. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *Journal of Environmental Management*, 146: 206-216. 10.1016/j.jenvman.2014.07.002
- Davidson, K.; Gowen, R.J.; Tett, P.; Bresnan, E.; Harrison, P.J.; McKinney, A.; Milligan, S.; Mills, D.K.; Silke, J.; Crooks, A.M., 2012. Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115: 399-413. 10.1016/j.ecss.2012.09.019
- Davies, A.M.; Xing, J., 2007. On the influence of stratification and tidal forcing upon mixing in sill regions. *Ocean Dynamics*, 57 (4-5): 431-451. 10.1007/s10236-007-0114-5
- Dayton, P.K.; Tegner, M.J.; Edwards, P.B.; Riser, K.L., 1998. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8 (2): 309-322. 10.2307/2641070
- De Jager, N.R.; Swanson, W.; Strauss, E.A.; Thomsen, M.; Yin, Y., 2015. Flood pulse effects on nitrification in a floodplain forest impacted by herbivory, invasion, and restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 23 (6): 1067-1081. 10.1007/s11273-015-9445-z
- De Lange, H.J.; Sala, S.; Vighi, M.; Faber, J.H., 2010. Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408 (18): 3871-3879. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.009>
- de Nie, H.W., 1987. *The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations*, 52 p.
- De Raedemaeker, F.; Brophy, D.; O'Connor, I.; O'Neill, B., 2012. Dependence of RNA:DNA ratios and Fulton's K condition indices on environmental characteristics of plaice and dab nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 98: 60-70. 10.1016/j.ecss.2011.11.033
- Death, R.G.; Death, F.; Stubbington, R.; Joy, M.K.; van den Belt, M., 2015. How good are Bayesian belief networks for environmental management? A test with data from an agricultural river catchment. *Freshwater Biology*, 60 (11): 2297-2309. 10.1111/fwb.12655



- Deboer, J.A.; Whoriskey, F.G., 1983. Production and role of hyaline hairs in *ceramium-rubrum*. *Marine Biology*, 77 (3): 229-234. 10.1007/bf00395811
- Deborde, J.; Abrill, G.; Mouret, A.; Jezequel, D.; Thouzeau, G.; Clavier, J.; Bachelet, G.; Anschutz, P., 2008. Effects of seasonal dynamics in a *Zostera noltii* meadow on phosphorus and iron cycles in a tidal mudflat (Arcachon Bay, France). *Marine Ecology Progress Series*, 355: 59-71. 10.3354/meps07254
- Deborde, J.; Anschutz, P.; Chaillou, G.; Etcheber, H.; Commarieu, M.V.; Lecroart, P.; Abril, G., 2007. The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *Limnology and Oceanography*, 52 (2): 862-872
- Deflandre, B.; Mucci, A.; Gagne, J.P.; Guignard, C.; Sundby, B., 2002. Early diagenetic processes in coastal marine sediments disturbed by a catastrophic sedimentation event. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 66 (14): 2547-2558. 10.1016/s0016-7037(02)00861-x
- DeForest, J.L.; Drerup, S.A.; Vis, M.L., 2016. Using fatty acids to fingerprint biofilm communities: a means to quickly and accurately assess stream quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (5). 10.1007/s10661-016-5290-7
- Deleivamoren, J.; Agostini, V.; Caddy, J.; Carocci, F., 2000. Is the pelagic-demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi-enclosed seas around Europe. *Ices Journal of Marine Science*, 57 (4): 1091-1102. 10.1006/jmsc.2000.0705
- Delgado, A.; Scalenghe, R., 2008. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (4): 552-575. 10.1002/jpln.200625052
- Delgado, J.A.; Groffman, P.M.; Nearing, M.A.; Goddard, T.; Reicosky, D.; Lal, R.; Kitchen, N.R.; Rice, C.W.; Towery, D.; Salon, P., 2011. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66 (4): 118A-129A. 10.2489/jswc.66.4.118A
- Demars, B.O.L.; Harper, D.M.; Pitt, J.A.; Slaughter, R., 2005. \Impact of phosphorus control measures on in-river phosphorus retention associated with point source pollution. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9 (1-2): 43-55
- Deng, Y.; Tang, X.; Huang, B.; Ding, L., 2012. Effect of temperature and irradiance on the growth and reproduction of the green macroalga, *Chaetomorpha valida* (Cladophoraceae, Chlorophyta). *Journal of Applied Phycology*, 24 (4): 927-933. 10.1007/s10811-011-9713-0
- Denny, M.W.; Gaines, S.D., eds., 2007. *Encyclopedia of tidepools and rocky shores*. Encyclopedias of the natural world. Berkeley [Calif.]: University of California Press, Pages
- Denny, P., 1972. Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. *Journal of Ecology*, 60: 819-829
- DeNoyelles, F.; Kettle, W.D.; Sinn, D.E., 1982. The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology*, 63 (5): 1285-1293
- Deschamps, G., 2016. *La pêche à pied: Histoire et techniques*. Editions Quae
- Descy, J.; Coste, M., 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 24: 2112-2116
- Desrosiers, C.; Leflaive, J.; Eulin, A.; Ten-Hage, L., 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, 32: 25-34. 10.1016/j.ecolind.2013.02.021
- Devlin, M.; Barry, J.; Painting, S.; Best, M., 2009. Extending the phytoplankton tool kit for the UK Water Framework Directive: indicators of phytoplankton community structure. *Hydrobiologia*, 633 (1): 151-168. 10.1007/s10750-009-9879-5
- Devlin, M.; Best, M.; Coates, D.; Bresnan, E.; O'Boyle, S.; Park, R.; Silke, J.; Cusack, C.; Skeats, J., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6): 91-103. 10.1016/j.marpolbul.2006.09.018
- Devreker, D.; Souissi, S.; Molinero, J.C.; Beyrend-Dur, D.; Gomez, F.; Forget-Leray, J., 2010. Tidal and annual variability of the population structure of *Eurytemora affinis* in the middle part of the Seine Estuary during 2005. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 89 (4): 245-255. 10.1016/j.ecss.2010.07.010
- Díaz, P.; Gappa, J.J.L.; Piriz, M.L., 2002. Symptoms of Eutrophication in Intertidal Macroalgal Assemblages of Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Botanica Marina*, 45 (3). 10.1515/bot.2002.026
- Diaz, P.A.; Reguera, B.; Ruiz-Villarreal, M.; Pazos, Y.; Velo-Suarez, L.; Berger, H.; Sourisseau, M., 2013. Climate Variability and Oceanographic Settings Associated with Interannual Variability in the Initiation of *Dinophysis acuminata* Blooms. *Marine Drugs*, 11 (8): 2964-2981. 10.3390/md11082964
- Diaz, R.J., 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2): 275-281
- Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. In: Ansell, A.D.; Gibson, R.N.; Barnes, M., eds. *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, Vol 33. London: U C L Press Ltd (Oceanography and Marine Biology), Vol.33, 245-303
- Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 (5891): 926-929. 10.1126/science.1156401
- Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 2011. Introduction to Environmental and Economic Consequences of Hypoxia. *International Journal of Water Resources Development*, 27 (1): 71-82. 10.1080/07900627.2010.531379
- Diaz-Pulido, G.; McCook, L.J.; Dove, S.; Berkelmans, R.; Roff, G.; Kline, D.I.; Weeks, S.; Evans, R.D.; Williamson, D.H.; Hoegh-Guldberg, O., 2009. Doom and Boom on a Resilient Reef: Climate Change, Algal Overgrowth and Coral Recovery. *Plos One*, 4 (4): 9. 10.1371/journal.pone.0005239

- Dijkstra, N.; Slomp, C.P.; Behrends, T.; Expedition, S., 2016. Vivianite is a key sink for phosphorus in sediments of the Landsort Deep, an intermittently anoxic deep basin in the Baltic Sea. *Chemical Geology*, 438: 58-72. 10.1016/j.chemgeo.2016.05.025
- Dion, P., De Reviere, B., Coat, G., 1998. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. Morphological identification. *British Phycological Society*, 33 (1): 73-80
- Dion, P., Le Bozec, S., 1996. The french atlantic coasts. In: Schramm, W.; Nienhuis, P.H., eds. *Marine benthic vegetation*. Berlin; New York: Springer-Verlag (Ecological studies)
- Dion, P.; Le Bozec, S.; Golven, P. Factors controlling the green tides in the bay of Lannion (France). *EUMAC - Synthesis report* (1996),
- Dion, P.; Reviere, B.; Coat, G., 1998. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. Morphological identification. *European Journal of Phycology*, 33 (1): 73-80. 10.1017/s0967026298001607
- Dittrich, M.; Gabriel, O.; Rutzen, C.; Koschel, R., 2011. Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)<sub>2</sub> treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment. *Science of the Total Environment*, 409 (8): 1504-1515. 10.1016/j.scitotenv.2011.01.006
- Djakovic, T.; Degobbis, D.; Supic, N.; Precali, R., 2012. Marked reduction of eutrophication pressure in the northeastern Adriatic in the period 2000-2009. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115: 25-32. 10.1016/j.ecss.2012.03.029
- Dodds, W.K., 1991. Microenvironmental characteristics of filamentous algal communities in flowing fresh-waters. *Freshwater Biology*, 25 (2): 199-209. 10.1111/j.1365-2427.1991.tb00485.x
- Dodds, W.K., 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, 39 (5): 840-849
- Dodds, W.K.; Smith, V.H.; Lohman, K., 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (5): 865-874
- Dokulil, M.T., 2014. Potamoplankton and primary productivity in the River Danube. *Hydrobiologia*, 729 (1): 209-227. 10.1007/s10750-013-1589-3
- Dokulil, M.T.; Teubner, K., 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438 (1-3): 1-12. 10.1023/a:1004155810302
- Doll, B.; Jennings, G.; Spooner, J.; Penrose, D.; Usset, J.; Blackwell, J.; Fernandez, M., 2016. Identifying Watershed, Landscape, and Engineering Design Factors that Influence the Biotic Condition of Restored Streams. *Water*, 8 (4). 10.3390/w8040151
- Domingues, R.B.; Anselmo, T.P.; Barbosa, A.B.; Sommer, U.; Galvão, H.M., 2011. Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91 (2): 282-297. 10.1016/j.ecss.2010.10.033
- Domingues, R.B.; Barbosa, A.; Galvao, H., 2008. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (8): 1389-1395. 10.1016/j.marpolbul.2008.05.006
- Doney, S.C.; Fabry, V.J.; Feely, R.A.; Kleypas, J.A., 2009. Ocean Acidification: The Other CO<sub>2</sub> Problem. *Annual Review of Marine Science*, 1: 169-192. 10.1146/annurev.marine.010908.163834
- Doney, S.C.; Ruckelshaus, M.; Duffy, J.E.; Barry, J.P.; Chan, F.; English, C.A.; Galindo, H.M.; Grebmeier, J.M.; Hollowed, A.B.; Knowlton, N.; Polovina, J.; Rabalais, N.N.; Sydeman, W.J.; Talley, L.D., 2012. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science*, Vol 4. (Annual Review of Marine Science), Vol.4, 11-37. 10.1146/annurev-marine-041911-111611
- Dong, L.F.; Sobey, M.N.; Smith, C.J.; Rusmana, I.; Phillips, W.; Stott, A.; Osborn, A.M.; Nedwell, D.B., 2011. Dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, not denitrification or anammox, dominates benthic nitrate reduction in tropical estuaries. *Limnology and Oceanography*, 56 (1): 279-291. 10.4319/lo.2011.56.1.0279
- Dosskey, M.G.; Vidon, P.; Gurwick, N.P.; Allan, C.J.; Duval, T.P.; Lowrance, R., 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (2): 261-277. 10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x
- Douglas, G.B.; Lurling, M.; Spears, B.M., 2016. Assessment of changes in potential nutrient limitation in an impounded river after application of lanthanum-modified bentonite. *Water Research*, 97: 47-54. 10.1016/j.watres.2016.02.005
- Downing, J.A., 2014. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. *Inland Waters*, 4 (2): 215-232. 10.5268/iw-4.2.753
- Downing, J.A.; Osenberg, C.W.; Sarnelle, O., 1999. Meta-analysis of marine nutrient-enrichment experiments: Variation in the magnitude of nutrient limitation. *Ecology*, 80 (4): 1157-1167. 10.1890/0012-9658(1999)080[1157:maomne]2.0.co;2
- Downing, J.A.; Watson, S.B.; McCauley, E., 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (10): 1905-1908. 10.1139/cjfas-58-10-1905
- Droop, M.R., 1974. Nutrient status of algal cells in continuous culture. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54 (4): 825-855. 10.1017/s002531540005760x
- Druon, J.-N.; Schrimpf, W.; Dobricic, S.; Stips, A., 2004. Comparative assessment of large-scale marine eutrophication: North Sea area and Adriatic Sea as case studies. *Marine Ecology Progress Series*, 272: 1-23
- Du, J.; Shen, J., 2016. Water residence time in Chesapeake Bay for 1980-2012. *Journal of Marine Systems*, 164: 101-111. 10.1016/j.jmarsys.2016.08.011

- Duarte, C.M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29 (2): 192-206. 10.1017/s0376892902000127
- Duarte, C.M.; Borja, A.; Carstensen, J.; Elliott, M.; Krause-Jensen, D.; Marba, N., 2015. Paradigms in the Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 38 (4): 1202-1212. 10.1007/s12237-013-9750-9
- Duarte, C.M.; Conley, D.J.; Carstensen, J.; Sanchez-Camacho, M., 2009. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, 32 (1): 29-36. 10.1007/s12237-008-9111-2
- Duarte, C.M.; Hendriks, I.E.; Moore, T.S.; Olsen, Y.S.; Steckbauer, A.; Ramajo, L.; Carstensen, J.; Trotter, J.A.; McCulloch, M., 2013. Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding Anthropogenic Impacts on Seawater pH. *Estuaries and Coasts*, 36 (2): 221-236. 10.1007/s12237-013-9594-3
- Duce, R.A.; LaRoche, J.; Altieri, K.; Arrigo, K.R.; Baker, A.R.; Capone, D.G.; Cornell, S.; Dentener, F.; Galloway, J.; Ganeshram, R.S.; Geider, R.J.; Jickells, T.; Kuypers, M.M.; Langlois, R.; Liss, P.S.; Liu, S.M.; Middelburg, J.J.; Moore, C.M.; Nickovic, S.; Oschlies, A.; Pedersen, T.; Prospero, J.; Schlitzer, R.; Seitzinger, S.; Sorensen, L.L.; Uematsu, M.; Ulloa, O.; Voss, M.; Ward, B.; Zamora, L., 2008. Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean. *Science*, 320 (5878): 893-897. 10.1126/science.1150369
- Duchene, J.; Bernard, I.; Pouvreau, S., 2015. Vers un retour de l'huître indigène en rade de Brest. *Espèces*, (16): 51-57
- Dudley, B.D.; Barr, N.G.; Shima, J.S., 2010. Influence of light intensity and nutrient source on delta C-13 and delta N-15 signatures in *Ulva pertusa*. *Aquatic Biology*, 9 (1): 85-93. 10.3354/ab00241
- Dugdale, R.C., 1967. Nutrient limitation in sea - dynamics identification and significance. *Limnology and Oceanography*, 12 (4): 685-8. 10.4319/lo.1967.12.4.0685
- Dugdale, R.C.; Goering, J.J., 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography*, 12 (2): 196-8. 10.4319/lo.1967.12.2.0196
- Dulvy, N.; Freckleton, R.; Polunin, N., 2004. Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. 7: 410-416
- Dunalska, J.A.; Staehr, P.A.; Jaworska, B.; Gorniak, D.; Gomulka, P., 2014. Ecosystem metabolism in a lake restored by hypolimnetic withdrawal. *Ecological Engineering*, 73: 616-623. 10.1016/j.ecoleng.2014.09.048
- Dunne, E.J.; Reddy, K.R., 2005. *Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers (*Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetlands Solution*)
- Dupont, C.; Rouzeau, N., 2015. Des exploitations intensives d'huîtres pendant l'Antiquité et le Moyen Âge sur le littoral atlantique français: l'exemple de Beauvoir-sur-Mer (Vendée). *Anthropozoologica*, 50 (2): 109-122
- Dyer, D.C.; Perissinotto, R.; Carrasco, N.K., 2015. Temporal and spatial dietary dynamics of the longspine glassy (Ambassis ambassis) in the St Lucia estuarine system, iSimangaliso Wetland Park. *Water Sa*, 41 (1): 91-104. 10.4314/wsa.v41i1.12
- Edinger, J.E.; Dierks, S.; Kolluru, V., 2003. Density dependent grazing in estuarine water quality models. *Water Air and Soil Pollution*, 147 (1-4): 163-182. 10.1023/a:1024576916233
- Edwards, D.; Hurley, D.; Wenner, E., 2004. Nonparametric harmonic analysis of estuarine water-quality data: A National Estuarine Research Reserve case study. *Journal of Coastal Research*: 75-92
- Edwards, K.F.; Klausmeier, C.A.; Litchman, E., 2011. Evidence for a three-way trade-off between nitrogen and phosphorus competitive abilities and cell size in phytoplankton. *Ecology*, 92 (11): 2085-2095
- Edwards, K.F.; Klausmeier, C.A.; Litchman, E., 2013. A three-way trade-off maintains functional diversity under variable resource supply. *Am Nat*, 182 (6): 786-800. 10.1086/673532
- Edwards, K.F.; Thomas, M.K.; Klausmeier, C.A.; Litchman, E., 2012. Allometric scaling and taxonomic variation in nutrient utilization traits and maximum growth rate of phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 57 (2): 554-566
- Edwards, M.; Johns, D.G.; Leterme, S.C.; Svendsen, E.; Richardson, A.J., 2006. Regional climate change and harmful algal blooms in the northeast Atlantic. *Limnology and Oceanography*, 51 (2): 820-829
- Edwards, V.R.; Tett, P.; Jones, K.J., 2003. Changes in the yield of chlorophyll a from dissolved available inorganic nitrogen after an enrichment event—applications for predicting eutrophication in coastal waters. *Continental Shelf Research*, 23 (17-19): 1771-1785. 10.1016/j.csr.2003.06.003
- Egge, J.K.; Aksnes, D.L., 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. 83 (July 1988): 281-289
- Ejsmont-Karabin, J.; Karabin, A., 2013. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 61 (3): 561-573
- Ekau, W.; Auel, H.; Pörtner, H.O.; Gilbert, D., 2010. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, 7 (5): 1669-1699. 10.5194/bg-7-1669-2010
- Ekholm, P.; Lehtoranta, J., 2012. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *J Environ Manage*, 93 (1): 140-6. 10.1016/j.jenvman.2011.09.010
- Eldridge, P.M.; Morse, J.W., 2000. A diagenetic model for sediment-seagrass interactions. *Marine Chemistry*, 70 (1-3): 89-103. 10.1016/s0304-4203(00)00018-9
- Elliott, M.; Burdon, D.; Hemingway, K.L.; Apitz, S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science - A revision of concepts. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 74 (3): 349-366. 10.1016/j.ecss.2007.05.034
- Elser, J.J.; Andersen, T.; Baron, J.S.; Bergstroem, A.-K.; Jansson, M.; Kyle, M.; Nydick, K.R.; Steger, L.; Hessen, D.O., 2009. Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. *Science*, 326 (5954): 835-837. 10.1126/science.1176199

- Elser, J.J.; Andersen, T.; Baron, J.S.; Bergström, A.-K.; Jansson, M.; Kyle, M.; Nydick, K.R.; Steger, L.; Hessen, D.O., 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science*, 326 (5954): 835-837. 10.1126/science.1176199
- Elser, J.J.; Bracken, M.E.S.; Cleland, E.E.; Gruner, D.S.; Harpole, W.S.; Hillebrand, H.; Ngai, J.T.; Seabloom, E.W.; Shurin, J.B.; Smith, J.E., 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10 (12): 1135-1142. 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Elser, J.J.; Fagan, W.F.; Denno, R.F.; Dobberfuhl, D.R.; Folarin, A.; Huberty, A.; Interlandi, S.; Kilham, S.S.; McCauley, E.; Schulz, K.L.; Siemann, E.H.; Sterner, R.W., 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature*, 408 (6812): 578-580. 10.1038/35046058
- Elser, J.J.; Marzolf, E.R.; Goldman, C.R., 1990. Phosphorus and Nitrogen Limitation of Phytoplankton Growth in the Freshwaters of North America: A Review and Critique of Experimental Enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (7): 1468-1477. doi:10.1139/f90-165
- Elser, J.J.; Peace, A.L.; Kyle, M.; Wojewodzic, M.; McCrackin, M.L.; Andersen, T.; Hessen, D.O., 2010. Atmospheric nitrogen deposition is associated with elevated phosphorus limitation of lake zooplankton. *Ecology Letters*, 13 (10): 1256-61. 10.1111/j.1461-0248.2010.01519.x
- Emerson, S.; Bender, M., 1981. Carbon fluxes at the sediment-water interface of the deep-sea - calcium-carbonate preservation. *Journal of Marine Research*, 39 (1): 139-162
- Emerson, S.; Hedges, J., 2003. 6.11 - Sediment Diagenesis and Benthic Flux A2 - Holland, Heinrich D. In: Turekian, K.K., ed. *Treatise on Geochemistry*. Oxford: Pergamon, 293-319. <http://dx.doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/06112-0>
- Emilsson, C.E.; Kreutzweiser, D.P.; Gunn, J.M.; Myktyczuk, N.C.S., 2016. Effects of land use on the structure and function of leaf-litter microbial communities in boreal streams. *Freshwater Biology*, 61 (7): 1049-1061. 10.1111/fwb.12765
- Engstrom-Ost, J.; Immonen, E.; Candolin, U.; Mattila, J., 2007. The indirect effects of eutrophication on habitat choice and survival of fish larvae in the Baltic Sea. *Marine Biology*, 151 (1): 393-400. 10.1007/s00227-006-0498-7
- Engstrom-Ost, J.; Isaksson, I., 2006. Effects of macroalgal exudates and oxygen deficiency on survival and behaviour of fish larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335 (2): 227-234. 10.1016/j.jembe.2006.03.007
- Engström-Öst, J.; Isaksson, I., 2006. Effects of macroalgal exudates and oxygen deficiency on survival and behaviour of fish larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335 (2): 227-234. 10.1016/j.jembe.2006.03.007
- Ensign, S.H.; Doyle, M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 111 (G4). 10.1029/2005jg000114
- Environmental, D.; Agency, P.; Box, P.O.; Monitoring, E.; Section, C., 2002. Coastal Eutrophication and the Danish National Aquatic Monitoring and Assessment Program. 25 (4): 848-861
- Eppley, R.W.; Rogers, J.N.; McCarthy, J.J., 1969. Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 14 (6): 912-&. 10.4319/lo.1969.14.6.0912
- Eriksson, B.K., 2012. *La surpêche favorise-t-elle les proliférations d'algues ? Rapport du parlement européen, direction générale des politiques internes de l'Union, département thématique B, Pêche*. Parlement Européen
- Eriksson, B.K.; Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38 (3): 217-222. 10.1080/0967026031000121688
- Eriksson, B.K.; Johansson, G.; Snoeijs, P., 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology*, 33 (3): 241-249. 10.1080/09670269810001736743
- Eriksson, B.K.; Johansson, G.; Snoeijs, P., 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology*, 38 (2): 284-296. 10.1046/j.1529-8817.2002.00170.x
- Eriksson, B.K.; Ljunggren, L.; Sandstrom, A.; Johansson, G.; Mattila, J.; Rubach, A.; Raberg, S.; Snickars, M., 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*, 19 (8): 1975-1988. 10.1890/08-0964.1
- Eriksson, B.K.; Rubach, A.; Hillebrand, H., 2007. Dominance by a canopy forming seaweed modifies resource and consumer control of bloom-forming macroalgae. *Oikos*, 116 (7): 1211-1219. 10.1111/j.2007.0030-1299.15666.x
- Eriksson, B.K.; Sieben, K.; Eklöf, J.; Ljunggren, L.; Olsson, J.; Casini, M.; Bergström, U., 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *AMBIO: a Journal of the Human Environment*, 40 (7): 786-797
- Etcheber, H.; Taillez, A.; Abril, G.; Garnier, J.; Servais, P.; Moatar, F.; Commarieu, M.V., 2007. Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*, 588: 245-259. 10.1007/s10750-007-0667-9
- European Environment Agency, E.E.A., 2017. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report*. Copenhagen, Denmark: EEA, 424.
- European Environment Agency, E.E.A., 2017. *Landscapes in transition — An account of 25 years of land cover change in Europe* EEA, 8.
- Evans, M.A.; Fahnenstiel, G.; Scavia, D., 2011. Incidental Oligotrophication of North American Great Lakes. *Environmental Science & Technology*, 45 (8): 3297-3303. 10.1021/es103892w
- Everett, R.A., 1994. Macroalgae in marine soft-sediment communities: effects on benthic faunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 175 (2): 253-274. 10.1016/0022-0981(94)90030-2
- Eyre, B., 1997. Water quality changes in an episodically flushed sub-tropical Australian estuary: A 50 year perspective. *Marine Chemistry*, 59 (1-2): 177-187. 10.1016/S0304-4203(97)00070-4
- Fabre, A.; Pinay, G.; Ruffinoni, C., 1996. Seasonal changes in inorganic and organic phosphorus in the soil of a riparian forest. *Biogeochemistry*, 35 (3): 419-432. 10.1007/bf02183034

- Fabricius, K.; De'ath, G.; McCook, L.; Turak, E.; Williams, D.M., 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Mar Pollut Bull*, 51 (1-4): 384-98. 10.1016/j.marpolbul.2004.10.041
- Fabricius, K.E.; Langdon, C.; Uthicke, S.; Humphrey, C.; Noonan, S.; De'ath, G.; Okazaki, R.; Muehllehner, N.; Glas, M.S.; Lough, J.M., 2011. Losers and winners in coral reefs acclimatized to elevated carbon dioxide concentrations. *Nature Climate Change*, 1 (3): 165-169. 10.1038/nclimate1122
- Fagerbakke, K.M.; Heldal, M.; Norland, S., 1996. Content of carbon, nitrogen, oxygen, sulfur and phosphorus in native aquatic and cultured bacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 10 (1): 15-27. 10.3354/ame010015
- Faithfull, C.L.; Bergstrom, A.K.; Vrede, T., 2011. Effects of nutrients and physical lake characteristics on bacterial and phytoplankton production: A meta-analysis. *Limnology and Oceanography*, 56 (5): 1703-1713. 10.4319/lo.2011.56.5.1703
- Falkowski P.G., S.O., Katz M.E., Van de Schootbrugge B., Knoll A.H. , 2004. Why is the Land Green and the Ocean Red? In: Thierstein H.R., Y.J.R., ed. *Coccolithophores*. Berlin: Springer
- Falkowski, P.G.; Raven, J.A., 1997. *Aquatic Photosynthesis*. Malden, USA: Blackwell Science
- Fan, S.; Fu, M.; Wang, Z.; Zhang, X.; Song, W.; Li, Y.; Liu, G.; Shi, X.; Wang, X.; Zhu, M., 2015. Temporal variation of green macroalgal assemblage on Porphyra aquaculture rafts in the Subei Shoal, China. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 163 (A, SI): 23-28. 10.1016/j.ecss.2015.03.016
- Fan, X.; Xu, D.; Wang, Y.; Zhang, X.; Cao, S.; Mou, S.; Ye, N., 2014. The effect of nutrient concentrations, nutrient ratios and temperature on photosynthesis and nutrient uptake by *Ulva prolifera*: implications for the explosion in green tides. *Journal of Applied Phycology*, 26 (1): 537-544. 10.1007/s10811-013-0054-z
- Fan, X.; Xu, D.; Wang, Y.T.; Zhang, X.W.; Cao, S.N.; Mou, S.L.; Ye, N.H., 2014. The effect of nutrient concentrations, nutrient ratios and temperature on photosynthesis and nutrient uptake by *Ulva prolifera*: implications for the explosion in green tides. *Journal of Applied Phycology*, 26 (1): 537-544. 10.1007/s10811-013-0054-z
- Fangmeier, A.; Hadwigerfangmeier, A.; Vandereerden, L.; Jager, H.J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation - a review. *Environmental Pollution*, 86 (1): 43-82. 10.1016/0269-7491(94)90008-6
- Fehling, J.; Davidson, K.; Bolch, C.J.; Bates, S.S., 2004. Growth and domoic acid production by *Pseudo-nitzschia seriata* (Bacillariophyceae) under phosphate and silicate limitation. *Journal of Phycology*, 40 (4): 674-683. 10.1111/j.1529-8817.2004.03213.x
- Feist, T.; Pauer, J.; Melendez, W.; Lehrter, J.; DePetro, P.; Rygwelski, K.; Ko, D.; Kreis, R., 2016. Modeling the Relative Importance of Nutrient and Carbon Loads, Boundary Fluxes, and Sediment Fluxes on Gulf of Mexico Hypoxia. *Environmental Science & Technology*, 50 (16): 8713-8721. 10.1021/acs.est.6b01684
- Feist, T.J.; Pauer, J.J.; Melendez, W.; Lehrter, J.C.; DePetro, P.A.; Rygwelski, K.R.; Ko, D.S.; Kreis, R.G., 2016. Modeling the Relative Importance of Nutrient and Carbon Loads, Boundary Fluxes, and Sediment Fluxes on Gulf of Mexico Hypoxia. *Environmental Science & Technology*, 50 (16): 8713-8721. 10.1021/acs.est.6b01684
- Fellerhoff, C.; Voss, M.; Wantzen, K.M., 2003. Stable carbon and nitrogen isotope signatures of decomposing tropical macrophytes. *Aquatic Ecology*, 37 (4): 361-375. 10.1023/b:aeco.0000007049.25535.12
- Fernandes, S.O.; Javanaud, C.; Aigle, A.; Michotey, V.D.; Guasco, S.; Deborde, J.; Deflandre, B.; Anschütz, P.; Bonin, P.C., 2015. Anaerobic nitrification-denitrification mediated by Mn-oxides in meso-tidal sediments: Implications for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production. *Journal of Marine Systems*, 144: 1-8. 10.1016/j.jmarsys.2014.11.011
- Ferreira, J.G.; Andersen, J.H.; Borja, A.; Bricker, S.B.; Camp, J.; da Silva, M.C.; Garces, E.; Heiskanen, A.S.; Humborg, C.; Ignatiades, L.; Lancelot, C.; Menesguen, A.; Tett, P.; Hoepffner, N.; Claussen, U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 93 (2): 117-131. 10.1016/j.ecss.2011.03.014
- Ferreira, V.; Castagnérol, B.; Koricheva, J.; Gulis, V.; Chauvet, E.; Graca, M.A.S., 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90 (3): 669-688. 10.1111/brv.12125
- Ferris, J.M.; Christian, R., 1991. Aquatic primary production in relation to microalgal responses to changing light - a review. *Aquatic Sciences*, 53 (2-3): 187-217. 10.1007/bf00877059
- Ficklin, D.L.; Luo, Y.; Zhang, M., 2013. Watershed modelling of hydrology and water quality in the Sacramento River watershed, California. *Hydrological Processes*, 27 (2): 236-250. 10.1002/hyp.9222
- Field, C.B.; Barros, V.R.; Dokken, D.J.; Mach, K.J.; Mastrandrea, M.D.; Bilir, T.E.; Chatterjee, M.; Ebi, K.L.; Estrada, Y.O.; Genova, R.C.; Girma, B.; Kissel, E.S.; Levy, A.N.; MacCracken, S.; Mastrandrea, P.R.; White, L.L., 2014. IPCC 2014. Summary for policymakers. *Cambridge University Press*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: IPCC, Vol.Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.
- Field, C.B.; Behrenfeld, M.J.; Randerson, J.T.; Falkowski, P., 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281 (5374): 237-240. 10.1126/science.281.5374.237
- Filippelli, G.M., 2011. Phosphate rock formation and marine phosphorus geochemistry: The deep time perspective. *Chemosphere*, 84 (6): 759-766. 10.1016/j.chemosphere.2011.02.019
- Finkel, Z.V.; Beardall, J.; Flynn, K.J.; Quigg, A.; Rees, T.A.V.; Raven, J.A., 2010. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *Journal of Plankton Research*, 32 (1): 119-137. 10.1093/plankt/fbp098
- Finlay, J.C.; Small, G.E.; Sterner, R.W., 2013. Human influences on nitrogen removal in lakes. *Science*, 342 (6155): 247-250
- Finlay, K.; Patoine, A.; Donald, D.B.; Bogard, M.J.; Leavitt, P.R., 2010. Experimental evidence that pollution with urea can degrade water quality in phosphorus-rich lakes of the Northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 55 (3): 1213-1230. 10.4319/lo.2010.55.3.1213

- Fisher, J.; Acreman, M.C., 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (4): 673-685
- Fisher, T.R.; Peele, E.R.; Ammerman, J.W.; Harding, L.W., 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in chesapeake bay. *Marine Ecology Progress Series*, 82 (1): 51-63. 10.3354/meps082051
- Fleegeer, J.W.; Carman, K.R.; Nisbet, R.M., 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 317 (1-3): 207-233. 10.1016/S0048-9697(03)00141-4
- Fletcher, R.L., 1996. The Occurrence of "Green Tides" — a Review. In: Schramm, D.W.; Nienhuis, P.D.P.H., eds. *Marine Benthic Vegetation*. Springer Berlin Heidelberg (Ecological Studies), 7-43
- Floury, M.; Usseglio-Polatera, P.; Delattre, C.; Souchon, Y., 2017. Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. *Global Change Biology*, 23 (6): 2297-2307. 10.1111/gcb.13575
- Floury, M.; Usseglio-Polatera, P.; Ferreol, M.; Delattre, C.; Souchon, Y., 2013. Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology*, 19 (4): 1085-1099. 10.1111/gcb.12124
- Flynn, K.J., 1988. The concept of primary production in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography*, 33 (5): 1215-1216
- Flynn, K.J.; Clark, D.R.; Mitra, A.; Fabian, H.; Hansen, P.J.; Glibert, P.M.; Wheeler, G.L.; Stoecker, D.K.; Blackford, J.C.; Brownlee, C., 2015. Ocean acidification with (de)eutrophication will alter future phytoplankton growth and succession. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1804). 10.1098/rspb.2014.2604
- Fong, P.; Boyer, K.E.; Desmond, J.S.; Zedler, J.B., 1996. Salinity stress, nitrogen competition, and facilitation what controls seasonal succession of two opportunistic green macroalgae? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 206 (1-2): 203-221. 10.1016/S0022-0981(96)02630-5
- Fong, P.; Boyer, K.E.; Zedler, J.B., 1998. Developing an indicator of nutrient enrichment in coastal estuaries and lagoons using tissue nitrogen content of the opportunistic alga, *Enteromorpha intestinalis* (L. Link). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 231 (1): 63-79. 10.1016/S0022-0981(98)00085-9
- Fong, P.; Desmond, J.S., 1997. The effect of a horn snail on *Ulva expansa* (Chlorophyta): Consumer or facilitator of growth? *Journal of Phycology*, 33 (3): 353-359. 10.1111/j.0022-3646.1997.00353.x
- Fonge, A.B.; Chuyong, B.G.; Tening, A.S.; Fobid, A.C.; Numbisi, N.F., 2013. Seasonal occurrence, distribution and diversity of phytoplankton in the Douala Estuary, Cameroon. *African Journal of Aquatic Science*, 38 (2): 123-133. 10.2989/16085914.2013.769086
- Fortino, K.; Whalen, S.; Johnson, C., 2014. Relationships between lake transparency, thermocline depth, and sediment oxygen demand in Arctic lakes. *Inland Waters*, 4 (1): 79-90. 10.5268/iw-4.1.597
- Fourqurean, J.W.; Duarte, C.M.; Kennedy, H.; Marba, N.; Holmer, M.; Mateo, M.A.; Apostolaki, E.T.; Kendrick, G.A.; Krause-Jensen, D.; McGlathery, K.J.; Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5 (7): 505-509. 10.1038/ngeo1477
- Fox, L.E.; Sager, S.L.; Wofsy, S.C., 1986. The chemical control of soluble phosphorus in the amazon estuary. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 50 (5): 783-794. 10.1016/0016-7037(86)90354-6
- Fox, S.E.; Stieve, E.; Valiela, I.; Hauxwell, J.; McClelland, J., 2008. Macrophyte Abundance in Waquoit Bay: Effects of Land-Derived Nitrogen Loads on Seasonal and Multi-Year Biomass Patterns. *Estuaries and Coasts*, 31 (3): 532-541. 10.1007/s12237-008-9039-6
- Fraisse, S.; Bormans, M.; Lagadeuc, Y., 2013. Morphofunctional traits reflect differences in phytoplankton community between rivers of contrasting flow regime. *Aquatic Ecology*, 47 (3): 315-327
- Francoeur, S.N., 2001. Meta-analysis of lotic nutrient amendment experiments: detecting and quantifying subtle responses. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (3): 358-368. 10.2307/1468034
- Frank, K.T.; Petrie, B.; Choi, J.S.; Leggett, W.C., 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308 (5728): 1621-1623. 10.1126/science.1113075
- Franz; Friedman, I., 2002. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271 (2): 209-226. 10.1016/S0022-0981(02)00045-x
- Frederiksen, M.S.; Glud, R.N., 2006. Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Zostera marina*: A two-dimensional planar optode study. *Limnology and Oceanography*, 51 (2): 1072-1083
- FREDERIKSEN, O.T., 1987. The fight against eutrophication in the inlet of odense fjord by reaping of sea lettuce (*ulva-lactuca*). *Water Science and Technology*, 19 (10): 81-87
- Fries, J.S.; Noble, R.T.; Paerl, H.W.; Characklis, G.W., 2007. Particle suspensions and their regions of effect in the Neuse River Estuary: Implications for water quality monitoring. *Estuaries and Coasts*, 30 (2): 359-364
- Frigstad, H.; Andersen, T.; Hessen, D.O.; Jeansson, E.; Skogen, M.; Naustvoll, L.J.; Miles, M.W.; Johannessen, T.; Bellerby, R.G.J., 2013. Long-term trends in carbon, nutrients and stoichiometry in Norwegian coastal waters: Evidence of a regime shift. *Progress in Oceanography*, 111: 113-124. 10.1016/j.pocean.2013.01.006
- Froelich, P.N., 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries - a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33 (4): 649-668
- Froelich, P.N.; Klinkhammer, G.P.; Bender, M.L.; Luedtke, N.A.; Heath, G.R.; Cullen, D.; Dauphin, P.; Hammond, D.; Hartman, B.; Maynard, V., 1979. Early oxidation of organic-matter in pelagic sediments of the eastern equatorial atlantic - suboxic diagenesis. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 43 (7): 1075-1090. 10.1016/0016-7037(79)90095-4
- Frossard, E.; Brossard, M.; Hedley, M.J.; Metherell, A., 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H., ed. *Phosphorus in the global environment : transfers, cycles and management*. Chichester: J. Wiley (Scope), 107-137

- Frost, J.W.; Schleicher, T.; Craft, C., 2009. Effects of nitrogen and phosphorus additions on primary production and invertebrate densities in a Georgia (USA) tidal freshwater marsh. *Wetlands*, 29 (1): 196-203
- Fry, B.; Justic, D.; Riekenberg, P.; Swenson, E.M.; Turner, R.E.; Wang, L.X.; Pride, L.; Rabalais, N.N.; Kurtz, J.C.; Lehrter, J.C.; Murrell, M.C.; Shadwick, E.H.; Boyd, B., 2015. Carbon Dynamics on the Louisiana Continental Shelf and Cross-Shelf Feeding of Hypoxia. *Estuaries and Coasts*, 38 (3): 703-721. 10.1007/s12237-014-9863-9
- Fu, F.X.; Tatters, A.O.; Hutchins, D.A., 2012. Global change and the future of harmful algal blooms in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 470: 207-233. 10.3354/meps10047
- Fujita, R.M., 1985. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 92 (2-3): 283-301. 10.1016/0022-0981(85)90100-5
- Fulford, R.S.; Breitburg, D.L.; Luckenbach, M.; Newell, R.I.E., 2010. Evaluating ecosystem response to oyster restoration and nutrient load reduction with a multispecies bioenergetics model. *Ecological Applications*, 20 (4): 915-934. 10.1890/08-1796.1
- Fulford, R.S.; Breitburg, D.L.; Newell, R.I.E.; Kemp, W.M.; Luckenbach, M., 2007. Effects of oyster population restoration strategies on phytoplankton biomass in Chesapeake Bay: a flexible modeling approach. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 43-61. 10.3354/meps336043
- Fulweiler, R.W.; Rabalais, N.N.; Heiskanen, A.S., 2012. The eutrophication commandments. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (10): 1997-1999. 10.1016/j.marpolbul.2012.07.025
- G4. *American Journal of Science*, 292 (9): 659-683
- Gacia, E.; Littler, M.M.; Littler, D.S., 1999. An experimental test of the capacity of food web interactions (fish-epiphytes-seagrasses) to offset the negative consequences of eutrophication on seagrass communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 48 (6): 757-766. 10.1006/ecss.1999.0477
- Gaedke, U.; Ruhenstroth-Bauer, M.; Wiegand, I.; Tirok, K.; Aberle, N.; Breithaupt, P.; Lengfellner, K.; Wohlers, J.; Sommer, U., 2010. Biotic interactions may overrule direct climate effects on spring phytoplankton dynamics. *Global Change Biology*, 16 (3): 1122-1136. 10.1111/j.1365-2486.2009.02009.x
- Gafsi, M.; Kettab, A.; Djehiche, A.; Goteicha, K., 2016. Study of the efficiency of hypolimnetic aeration process on the preservation of the thermal stratification. *Desalination and Water Treatment*, 57 (13): 6017-6023. 10.1080/19443994.2014.998293
- Gagnon, J.M.; Beaudin, L.; Silverberg, N.; Mauviel, A., 2013. Mesocosm and in situ observations of the burrowing shrimp *Calocaris templemani* (Decapoda: Thalassinidea) and its bioturbation activities in soft sediments of the Laurentian Trough. *Marine Biology*, 160 (10): 2687-2697. 10.1007/s00227-013-2262-0
- Gallardo, B., 2014. Europe's top 10 invasive species: relative importance of climatic, habitat and socio-economic factors. *Ethology Ecology & Evolution*, 26 (2-3): 130-151. 10.1080/03949370.2014.896417
- Gallardo, B.; Clavero, M.; Sanchez, M.I.; Vila, M., 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22 (1): 151-163. 10.1111/gcb.13004
- Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R.; Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70 (2): 153-226. 10.1007/s10533-004-0370-0
- Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892. 10.1126/science.1136674
- Gamenick, I.; Jahn, A.; Vopel, K.; Giere, O., 1996. Hypoxia and sulphide as structuring factors in a macrozoobenthic community on the Baltic Sea shore: colonisation studies and tolerance experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 144: 73-85. 10.3354/meps144073
- Ganesan, M.; Veeragurunathan, V.; Eswaran, K.; Reddy, C.R.K.; Jha, B., 2010. Influence of ultraviolet radiation on spore liberation in marine macroalgae *Ulva fasciata* (Ulvales, Chlorophyceae) and *Gracilaria corticata* (Gracilariaceae, Rhodophyceae). *PHYCOLOGICAL RESEARCH*, 58 (4): 293-297. 10.1111/j.1440-1835.2010.00588.x
- Gangadharan, S.N.; Schultz, M.; Collino, B.; Clark, A.; Wimberly, C.R., 2001. Experimental investigation of Enteromorpha clathrata biofouling on lifting surfaces of marine vehicles. *Marine technology and sname news*, 38 (1): 31-50
- Gao, G.; Clare, A.S.; Rose, C.; Caldwell, G.S., 2017. Eutrophication and warming-driven green tides (*Ulva rigida*) are predicted to increase under future climate change scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, 114 (1): 439-447. 10.1016/j.marpolbul.2016.10.003
- Gao, G.; Zhong, Z.; Zhou, X.; Xu, J., 2016. Changes in morphological plasticity of *Ulva prolifera* under different environmental conditions: A laboratory experiment. *Harmful Algae*, 59: 51-58. 10.1016/j.hal.2016.09.004
- Gao, S.; Chen, X.; Yi, Q.; Wang, G.; Pan, G.; Lin, A.; Peng, G., 2010. A Strategy for the Proliferation of *Ulva prolifera*, Main Causative Species of Green Tides, with Formation of Sporangia by Fragmentation. *Plos One*, 5 (1): e8571-. 10.1371/journal.pone.0008571
- Gao, Z.; Xu, D.; Meng, C.; Zhang, X.; Wang, Y.; Li, D.; Zou, J.; Zhuang, Z.; Ye, N., 2014. The green tide-forming macroalga *Ulva linza* outcompetes the red macroalga *Gracilaria lemaneiformis* via allelopathy and fast nutrients uptake. *Aquatic Ecology*, 48 (1): 53-62. 10.1007/s10452-013-9465-9
- Garciagil, L.J.; Golterman, H.L., 1993. Kinetics of fcs-mediated denitrification in sediments from the camargue (rhône delta, southern france). *Fems Microbiology Ecology*, 13 (2): 85-91



- Garnier, J.; Brion, N.; Callens, J.; Passy, P.; Deligne, C.; Billen, G.; Servais, P.; Billen, C., 2013. Modeling historical changes in nutrient delivery and water quality of the Zenne River (1790s-2010): The role of land use, waterscape and urban wastewater management. *Journal of Marine Systems*, 128: 62-76. 10.1016/j.jmarsys.2012.04.001
- Garnier, J.; Lassaletta, L.; Billen, G.; Romero, E.; Grizzetti, B.; Nemery, J.; Le, T.P.Q.; Pistocchi, C.; Aissa-Grouz, N.; Luu, T.N.M.; Vilmin, L.; Dorioz, J.M., 2015. Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biogeochemical Cycles*, 29 (9): 1348-1368. 10.1002/2015gb005147
- Garside, C., 1985. The vertical-distribution of nitrate in open ocean surface-water. *Deep-Sea Research Part a-Oceanographic Research Papers*, 32 (6): 723-732. 10.1016/0198-0149(85)90075-5
- Gassman, P.W.; Panagopoulos, Y.; Srinivasan, R.; White, M.; Jha, M.; Arnold, J.G.; Campbell, T.; Richardson, J.; Rabotyagov, S.; Valcu, A.M.; Kling, C.L.; Turner, R.E.; Moskal, M.L.; Rabalais, N., 2013. The development of swat modelling systems for large corn belt river basins part 1: Description of modelling system components. In: Lekkas, T.D., ed. *Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Science and Technology*. (Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology)
- Gause, G., 1936. The struggle for existence. *Soil Science*, 41 (2): 159
- Gearhart, T.A.; Ritchie, K.; Nathan, E.; Stockwell, J.D.; Kraft, J., 2017. Alteration of essential fatty acids in secondary consumers across a gradient of cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 784 (1): 155-170
- Gedan, K.B.; Kellogg, L.; Breitburg, D.L., 2014. Accounting for Multiple Foundation Species in Oyster Reef Restoration Benefits. *Restoration Ecology*, 22 (4): 517-524. 10.1111/rec.12107
- Gedan, K.B.; Silliman, B.R.; Bertness, M.D., 2009. Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1: 117-141. 10.1146/annurev.marine.010908.163930
- Gee, A.K.; Wasson, K.; Shaw, S.L.; Haskins, J., 2010. Signatures of Restoration and Management Changes in the Water Quality of a Central California Estuary. *Estuaries and Coasts*, 33 (4): 1004-1024. 10.1007/s12237-010-9276-3
- Geertz-Hansen, O.; Sandjensen, K., 1992. Growth-rates and photon yield of growth in natural-populations of a marine macroalga ulva-lactuca. *Marine Ecology Progress Series*, 81 (2): 179-183. 10.3354/meps081179
- Geertz-Hansen, O.; SANDJENSEN, K.; HANSEN, D.F.; CHRISTIANSEN, A., 1993. Growth and grazing control of abundance of the marine macroalga, *Ulva lactuca* L. in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany*, 46 (2): 101-109. 10.1016/0304-3770(93)90039-y
- GEERTZHANSEN, O.; SANDJENSEN, K.; HANSEN, D.F.; CHRISTIANSEN, A., 1993. Growth and grazing control of abundance of the marine macroalga, *ulva-lactuca* l in a eutrophic danish estuary. *Aquatic Botany*, 46 (2): 101-109. 10.1016/0304-3770(93)90039-y
- Geider, R.J.; La Roche, J., 2002. Redfield revisited : variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology*, 37: 1-17
- Geider, R.J.; MacIntyre, H.L.; Kana, T.M., 1997. Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: responses of the balanced growth rate and chlorophyll *a*: carbon ratio to light, nutrient-limitation and temperature. *Marine Ecology Progress Series*, 148: 187-200
- Generale, D.; Politiques, D.E.S., 2011. La surpeche favorise-t-elle les proliférations d'algues? :
- Geng, J.J.; Niu, X.J.; Wang, X.R.; Edwards, M.; Glindemann, D., 2010. The presence of trace phosphine in Lake Taihu water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90 (9): 737-746. 10.1080/03067310903013230
- Genkai-Kato, M.; Vadeboncoeur, Y.; Liboriussen, L.; Jeppesen, E., 2012. Benthic-planktonic coupling, regime shifts, and whole-lake primary production in shallow lakes. *Ecology*, 93 (3): 619-631
- Ger, K.A.; Hansson, L.A.; Lurling, M., 2014. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology*, 59 (9): 1783-1798. 10.1111/fwb.12393
- Ger, K.A.; Urrutia-Cordero, P.; FROST, P.C.; Hansson, L.-A.; Sarnelle, O.; Wilson, A.E.; Lüring, M., 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*: 1-17. 10.1016/j.hal.2015.12.005
- Gerdeaux, D., 2009. Phosphorus and eutrophication of fresh waters. Mechanisms and consequences in large lakes. In: Dorioz, J.M.; Arousseau, P.; Bourrie, G., eds. *Oceanis, Vol 33, No 1 and 2*. Paris: Inst Oceanographique (Oceanis : Serie De Documents Oceanographiques), Vol.33, 75-86
- Gerecke, M., 2016. *Filter Feeding Potential of Corbicula fluminea in Lake Constance*. Thesis Environmental Sciences ETH Zürich, 51
- Gevaert, F.; Barr, N.G.; Rees, T.A.V., 2007. Diurnal cycle and kinetics of ammonium assimilation in the green alga *Ulva pertusa*. *Marine Biology*, 151 (4): 1517-1524. 10.1007/s00227-006-0588-6
- Giani, A.; Bird, D.; Prairie, Y.; Lawrence, J., 2005. Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (9): 2100-2109
- Gibbons, M.J.; Richardson, A.J., 2009. Patterns of jellyfish abundance in the North Atlantic. *Hydrobiologia*, 616: 51-65. 10.1007/s10750-008-9593-8
- Gibson, C.A.; Meyer, J.L., 2007. Nutrient uptake in a large urban river. *Journal of the American Water Resources Association*, 43 (3): 576-587. 10.1111/j.1752-1688.2007.00041.x
- Gifford, S.; Dunstan, R.H.; O'Connor, W.; Koller, C.E.; MacFarlane, G.R., 2007. Aquatic zooremediation: deploying animals to remediate contaminated aquatic environments. *Trends in Biotechnology*, 25 (2): 60-65. 10.1016/j.tibtech.2006.12.002

- Gil, M.N.; Torres, A.I.; Esteves, J.L., 2005. Uptake of sewage derived nitrogen by *Ulva rigida* (Chlorophyceae) in Bahía Nueva (Golfo Nuevo, Patagonia, Argentina). *Hydrobiologia*, 532: 39–43
- Gilbert, D.; Rabalais, N.N.; Díaz, R.J.; Zhang, J., 2010. Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean. *Biogeosciences*, 7 (7): 2283–2296. 10.5194/bg-7-2283-2010
- Gilbert, D.; Rabalais, N.N.; Díaz, R.J.; Zhang, J., 2010. Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean. *Biogeosciences*, 7 (7): 2283–2296. 10.5194/bg-7-2283-2010
- Gilbert, D.; Sundby, B.; Gobeil, C.; Mucci, A.; Tremblay, G.H., 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnology and Oceanography*, 50 (5): 1654–1666
- Giles, C.D.; Cade-Menun, B.J.; Hill, J.E., 2011. The inositol phosphates in soils and manures: Abundance, cycling, and measurement. *Canadian Journal of Soil Science*, 91 (3): 397–416. 10.4141/cjss09090
- Gillies, L.E.; Thrash, J.C.; Derada, S.; Rabalais, N.N.; Mason, O.U., 2015. Archaeal enrichment in the hypoxic zone in the northern Gulf of Mexico. *Environmental Microbiology*, 17 (10): 3847–3856. 10.1111/1462-2920.12853
- Gilly, W.F.; Beman, J.M.; Litvin, S.Y.; Robison, B.H., 2013. Oceanographic and Biological Effects of Shoaling of the Oxygen Minimum Zone. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science*, Vol 5. (Annual Review of Marine Science), Vol.5, 393–420. 10.1146/annurev-marine-120710-100849
- Glibert, P.M., 2010. Long-Term Changes in Nutrient Loading and Stoichiometry and Their Relationships with Changes in the Food Web and Dominant Pelagic Fish Species in the San Francisco Estuary, California. *Reviews in Fisheries Science*, 18 (2): 211–232. 10.1080/10641262.2010.492059
- Glibert, P.M., 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124 (2): 591–606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.027>
- Glibert, P.M.; Allen, J.I.; Bouwman, A.F.; Brown, C.W.; Flynn, K.J.; Lewitus, A.J.; Madden, C.J., 2010. Modeling of HABs and eutrophication Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems*, 83 (3–4): 262–275. 10.1016/j.jmarsys.2010.05.004
- Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2011. Harmful algal blooms and eutrophication: "strategies" for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29 (4): 724–738. 10.1007/s00343-011-0502-z
- Glibert, P.M.; Fullerton, D.; Burkholder, J.M.; Cornwell, J.C.; Kana, T.M., 2011. Ecological Stoichiometry, Biogeochemical Cycling, Invasive Species, and Aquatic Food Webs: San Francisco Estuary and Comparative Systems. *Reviews in Fisheries Science*, 19 (4): 358–417. 10.1080/10641262.2011.611916
- Glibert, P.M.; Mayorga, E.; Seitzinger, S., 2008. Prorocentrum minimum tracks anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs. on a global basis: Application of spatially explicit nutrient export models. *Harmful Algae*, 8 (1): 33–38. 10.1016/j.hal.2008.08.023
- Glud, R.N., 2008. Oxygen dynamics of marine sediments. *Marine Biology Research*, 4 (4): 243–289. 10.1080/17451000801888726
- Glyshaw, P.W.; Riseng, C.M.; Nalepa, T.F.; Pothoven, S.A., 2015. Temporal trends in condition and reproduction of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in southern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 41, Supplement 3: 16–26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2015.08.006>
- Gobler, C.J.; DePasquale, E.L.; Griffith, A.W.; Baumann, H., 2014. Hypoxia and Acidification Have Additive and Synergistic Negative Effects on the Growth, Survival, and Metamorphosis of Early Life Stage Bivalves. *Plos One*, 9 (1). 10.1371/journal.pone.0083648
- Goecker, M.E.; Kall, S.E., 2003. Grazing preferences of marine isopods and amphipods on three prominent algal species of the Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 50 (4): 309–314. 10.1016/j.seares.2003.04.003
- Goldman, C.R., 1968. Aquatic primary production. *American Zoologist*, 8 (1): 31–&
- Gonzalez Sagrario, M.A.; Jeppesen, E.; Goma, J.; Sondergaard, M.; Jensen, J.P.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F., 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 50 (1): 27–41. 10.1111/j.1365-2427.2004.01290.x
- Gonzalez-Sanchis, M.; Murillo, J.; Cabezas, A.; Vermaat, J.E.; Comin, F.A.; Garcia-Navarro, P., 2015. Modelling sediment deposition and phosphorus retention in a river floodplain. *Hydrological Processes*, 29 (3): 384–394. 10.1002/hyp.10152
- Gooday, A.J.; Jorissen, F.; Levin, L.A.; Middelburg, J.J.; Naqvi, S.W.A.; Rabalais, N.N.; Scranton, M.; Zhang, J., 2009. Historical records of coastal eutrophication-induced hypoxia. *Biogeosciences*, 6 (8): 1707–1745. 10.5194/bg-6-1707-2009
- Goolsby DA, B.W., Lawrence GB, Artz RS, Aulenbach BT, Hooper RP., 1999. *Flux and Sources of Nutrients in the Mississippi-Atchafalaya*
- Gordon, D.M.; McComb, A.J., 1989. Growth and production of the green-alga *Cladophora montagneana* in a eutrophic Australian estuary and its interpretation using a computer-program. *Water Research*, 23 (5): 633–645. 10.1016/0043-1354(89)90030-4
- Gowen, R.J.; Collos, Y.; Tett, P.; Scherer, C.; Bec, B.; Abadie, E.; Allen, M.; O'Brien, T., 2015. Response of diatom and dinoflagellate lifeforms to reduced phosphorus loading: A case study in the Thau lagoon, France. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 162: 45–52. 10.1016/j.ecss.2015.03.033
- Gowen, R.J.; Mills, D.K.; Trimmer, M.; Nedwell, D.B., 2000. Production and its fate in two coastal regions of the Irish Sea : the influence of anthropogenic nutrients. 208 (1992): 51–64

- Gowen, R.J.; Tett, P.; Smayda, T.J., 2012. Phytoplankton and the balance of nature: An opinion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113: 317-323. 10.1016/j.ecss.2012.08.009
- Grall, J.; Chauvaud, L., 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8 (9): 813-830. 10.1046/j.1365-2486.2002.00519.x
- Graneli, E.; Weberg, M.; Salomon, P.S., 2008. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful Algae*, 8 (1): 94-102. 10.1016/j.hal.2008.08.011
- Grangere, K.; Lefebvre, S.; Bacher, C.; Cugier, P.; Menesguen, A., 2010. Modelling the spatial heterogeneity of ecological processes in an intertidal estuarine bay: dynamic interactions between bivalves and phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 415: 141-158. 10.3354/meps08659
- Grantham, B.A.; Chan, F.; Nielsen, K.J.; Fox, D.S.; Barth, J.A.; Huyer, A.; Lubchenco, J.; Menge, B.A., 2004. Upwelling-driven nearshore hypoxia signals ecosystem and oceanographic changes in the northeast Pacific. *Nature*, 429 (6993): 749-754. 10.1038/nature02605
- Gray, J.S.; Wu, R.S.-s.; Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279
- Gray, J.S.; Wu, R.S.S.; Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279. 10.3354/meps238249
- Green, L.; Fong, P., 2016. The good, the bad and the Ulva: the density dependent role of macroalgal subsidies in influencing diversity and trophic structure of an estuarine community. *Oikos*, 125 (7): 988-1000. 10.1111/oik.02860
- Green, L.; Sutula, M.; Fong, P., 2014. How much is too much? Identifying benchmarks of adverse effects of macroalgae on the macrofauna in intertidal flats. *Ecological Applications*, 24 (2): 300-314. 10.1890/13-0524.1
- Greene, S.; McElarney, Y.R.; Taylor, D., 2015. Water quality effects following establishment of the invasive *Dreissena polymorpha* (Pallas) in a shallow eutrophic lake: implications for pollution mitigation measures. *Hydrobiologia*, 743 (1): 237-253. 10.1007/s10750-014-2041-z
- Greening, H.; Janicki, A., 2006. Toward reversal of eutrophic conditions in a subtropical estuary: Water quality and seagrass response to nitrogen loading reductions in Tampa Bay, Florida, USA. *Environmental Management*, 38 (2): 163-178. 10.1007/s00267-005-0079-4
- Gregoire, M.; Raick, C.; Soetaert, K., 2008. Numerical modeling of the central Black Sea ecosystem functioning during the eutrophication phase. *Progress in Oceanography*, 76 (3): 286-333. 10.1016/j.pocean.2008.01.002
- Greve, T.M.; Borum, J.; Pedersen, O., 2003. Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and Oceanography*, 48 (1): 210-216
- Griffin, S.L.; Rippingale, R.J., 2001. Zooplankton grazing dynamics: top-down control of phytoplankton and its relationship to an estuarine habitat. *Hydrological Processes*, 15 (13): 2453-2464. 10.1002/hyp.293
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Aloe, A., 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology*, 18 (2): 769-782. 10.1111/j.1365-2486.2011.02576.x
- Groffman, P.M.; Altabet, M.A.; Bohlke, J.K.; Butterbach-Bahl, K.; David, M.B.; Firestone, M.K.; Giblin, A.E.; Kana, T.M.; Nielsen, L.P.; Voytek, M.A., 2006. Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16 (6): 2091-2122. 10.1890/1051-0761(2006)016[2091:mfmdda]2.0.co;2
- Groffman, P.M.; Tiedje, J.M., 1989. Denitrification in north temperate forest soils - relationships between denitrification and environmental-factors at the landscape scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 21 (5): 621-626. 10.1016/0038-0717(89)90054-0
- Groffman, P.M.; Tiedje, J.M., 1989. Denitrification in north temperate forest soils - spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biology & Biochemistry*, 21 (5): 613-620. 10.1016/0038-0717(89)90053-9
- Gross, A.; Turner, B.L.; Wright, S.J.; Tanner, E.V.J.; Reichstein, M.; Weiner, T.; Angert, A., 2015. Oxygen isotope ratios of plant available phosphate in lowland tropical forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 88: 354-361. 10.1016/j.soilbio.2015.06.015
- Grubb, P.J., 1977. Maintenance of species-richness in plant communities - importance of regeneration niche. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 52 (1): 107-145. 10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x
- Gruner, D.S.; Smith, J.E.; Seabloom, E.W.; Sandin, S.A.; Ngai, J.T.; Hillebrand, H.; Harpole, W.S.; Elser, J.J.; Cleland, E.E.; Bracken, M.E.S.; Borer, E.T.; Bolker, B.M., 2008. A cross-system synthesis of consumer and nutrient resource control on producer biomass. *Ecology Letters*, 11 (7): 740-755. 10.1111/j.1461-0248.2008.01192.x
- Gubelit, Y.I., 2009. Biomass and primary production of *Cladophora glomerata* (L.) Kutz. in the Neva Estuary. *INLAND WATER BIOLOGY*, 2 (4): 300-304. 10.1134/s1995082909040026
- Gubelit, Y.I.; Berezina, N.A., 2010. The causes and consequences of algal blooms: The *Cladophora glomerata* bloom and the Neva estuary (eastern Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 61 (4-6, SI): 183-188. 10.1016/j.marpolbul.2010.02.013
- Gubelit, Y.I.; Kovalchuk, N.A., 2010. Macroalgal blooms and species diversity in the Transition Zone of the eastern Gulf of Finland. *Hydrobiologia*, 656 (1): 83-86. 10.1007/s10750-010-0425-2
- Guerrini, F.; Cangini, M.; Boni, L.; Trost, P.; Pistocchi, R., 2000. Metabolic responses of the diatom *Achnanthes brevipes* (Bacillariophyceae) to nutrient limitation. *Journal of Phycology*, 36: 882-890
- Guidone, M.; Rinehart, S.; Thornber, G., 2012. Impacts of competition and herbivory on the growth of two bloom-forming ulva species in Narragansett Bay, Ri. *Journal of Phycology*, 48 (1, SI): S29-S30
- Guidone, M.; Thornber, C.S., 2013. Examination of *Ulva* bloom species richness and relative abundance reveals two cryptically co-occurring bloom species in Narragansett Bay, Rhode Island. *Harmful Algae*, 24: 1-9. 10.1016/j.hal.2012.12.007

- Guidone, M.; Thornber, C.S.; van Alstyne, K.L., 2015. Herbivore impacts on two morphologically similar bloom-forming *Ulva* species in a eutrophic bay. *Hydrobiologia*, 753 (1): 175–188. 10.1007/s10750-015-2204-6
- Guidone, M.; Thornber, C.S.; Vincent, E., 2012. Snail grazing facilitates growth of two morphologically similar bloom-forming *Ulva* species through different mechanisms. *J Ecol*, 100 (5): 1105–1112
- Guinder, V.A.; Popovich, C.A.; Molinero, J.C.; Marcovecchio, J., 2013. Phytoplankton summer bloom dynamics in the Bahia Blanca Estuary in relation to changing environmental conditions. *Continental Shelf Research*, 52: 150-158. 10.1016/j.csr.2012.11.010
- Gulati, R.D.; Van Donk, E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, 478 (1-3): 73-106
- Gulf of Mexico. Silver Spring (MD).
- Gurnell, A.M.; Piegay, H.; Swanson, F.J.; Gregory, S.V., 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47 (4): 601-619. 10.1046/j.1365-2427.2002.00916.x
- Gustafsson, B.G.; Schenk, F.; Blenckner, T.; Eilola, K.; Meier, H.E.M.; Muller-Karulis, B.; Neumann, T.; Ruoho-Airola, T.; Savchuk, O.P.; Zorita, E., 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850-2006. *Ambio*, 41 (6): 534-548. 10.1007/s13280-012-0318-x
- Gustafsson, C.; Bostrom, C., 2014. Algal mats reduce eelgrass (*Zostera marina* L.) growth in mixed and monospecific meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461: 85–92. 10.1016/j.jembe.2014.07.020
- Gustavson, K.; Wängberg, S.-Å., 1995. Tolerance induction and succession in microalgae communities exposed to copper and atrazine. *Aquatic Toxicology*, 32 (4): 283-302
- Guzman, G.; Alcantara, E.; Barron, V.; Torrent, J., 1994. Phytoavailability of phosphate adsorbed on ferrihydrite, hematite, and goethite. *Plant and Soil*, 159 (2): 219-225. 10.1007/bf00009284
- Hader, D.P.; Villafane, V.E.; Helbling, E.W., 2014. Productivity of aquatic primary producers under global climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 13 (10): 1370-1392. 10.1039/c3pp50418b
- Hagen, N.M.; Kleeberg, H.B., 1994. Optimum operation of restoration techniques for eutrophic water bodies. *Surveys in Geophysics*, 15 (3): 299-310. 10.1007/bf00665812
- Hagy, J.D.; Boynton, W.R.; Keefe, C.W.; Wood, K.V., 2004. Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950-2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 27 (4): 634-658. 10.1007/bf02907650
- Hakanson, L., 2005. The importance of lake morphometry for the structure and function of lakes. *International Review of Hydrobiology*, 90 (4): 433-461. 10.1002/iroh.200410775
- Hakanson, L., 2008. Factors and criteria to quantify coastal area sensitivity/vulnerability to eutrophication: Presentation of a sensitivity index based on morphometrical parameters. *International Review of Hydrobiology*, 93 (3): 372-388. 10.1002/iroh.200711033
- Hakanson, L.; Blenckner, T., 2008. A review on operational bioindicators for sustainable coastal management - Criteria, motives and relationships. *Ocean & Coastal Management*, 51 (1): 43-72. 10.1016/j.ocecoaman.2007.04.005
- Hales, B.; Emerson, S.; Archer, D., 1994. Respiration and dissolution in the sediments of the western north-atlantic - estimates from models of in-situ microelectrode measurements of porewater oxygen and ph. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 41 (4): 695-719. 10.1016/0967-0637(94)90050-7
- Hall, R.O.; Bernhardt, E.S.; Likens, G.E., 2002. Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams. *Limnology and Oceanography*, 47 (1): 255-265
- Hallegraeff, G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32 (2): 79-99. 10.2216/i0031-8884-32-2-79.1
- Hällfors, H.; Backer, H.; Leppänen, J.-M.; Hällfors, S.; Hällfors, G.; Kuosa, H., 2013. The northern Baltic Sea phytoplankton communities in 1903–1911 and 1993–2005: a comparison of historical and modern species data. *Hydrobiologia*, 707 (1): 109-133. 10.1007/s10750-012-1414-4
- Hallfors, H.; Backer, H.; Leppanen, J.M.; Hallfors, S.; Hallfors, G.; Kuosa, H., 2013. The northern Baltic Sea phytoplankton communities in 1903-1911 and 1993-2005: a comparison of historical and modern species data. *Hydrobiologia*, 707 (1): 109-133. 10.1007/s10750-012-1414-4
- Halpern, B.S.; McLeod, K.L.; Rosenberg, A.A.; Crowder, L.B., 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean & Coastal Management*, 51 (3): 203-211. 10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002
- Han, Z.; Cui, B.S., 2016. Development of an integrated stress index to determine multiple anthropogenic stresses on macrophyte biomass and richness in ponds. *Ecological Engineering*, 90: 151-162. 10.1016/j.ecoleng.2016.01.051
- Hanrahan, G.; Salmassi, T.M.; Khachikian, C.S.; Foster, K.L., 2005. Reduced inorganic phosphorus in the natural environment: significance, speciation and determination. *Talanta*, 66 (2): 435-444. 10.1016/j.talanta.2004.10.004
- Hansen, G.J.A.; Read, J.S.; Hansen, J.F.; Winslow, L.A., 2017. Projected shifts in fish species dominance in Wisconsin lakes under climate change. *Global Change Biology*, 23 (4): 1463-1476. 10.1111/gcb.13462
- Hansen, J.P.; Snickars, M., 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia*, 738 (1): 171-189. 10.1007/s10750-014-1928-z
- Hansen, J.P.; Wikstrom, S.A.; Kautsky, L., 2008. Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 77 (3): 535-547. 10.1016/j.ecss.2007.10.013

- Hansson, L.A.; Annadotter, H.; Bergman, E.; Hamrin, S.F.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Luokkanen, E.; Nilsson, P.A.; Sondergaard, M.; Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1 (6): 558-574. 10.1007/s100219900051
- Haraguchi, L.; Carstensen, J.; Abreu, P.C.; Odebrecht, C., 2015. Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162: 76-87. 10.1016/j.ecss.2015.03.007
- Harder, T.; Dobretsov, S.; Qian, P., 2004. Waterborne polar macromolecules act as algal antifoulants in the seaweed *Ulva reticulata*. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 133-141. 10.3354/meps274133
- Harding, L.W.; Adolf, J.E.; Mallonee, M.E.; Miller, W.D.; Gallegos, C.L.; Perry, E.S.; Johnson, J.M.; Sellner, K.G.; Paerl, H.W., 2015. Climate effects on phytoplankton floral composition in Chesapeake Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 162: 53-68. 10.1016/j.ecss.2014.12.030
- Harding, L.W.; Gallegos, C.L.; Perry, E.S.; Miller, W.D.; Adolf, J.E.; Mallonee, M.E.; Paerl, H.W., 2016. Long-Term Trends of Nutrients and Phytoplankton in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, 39 (3): 664-681. 10.1007/s12237-015-0023-7
- Hargreaves, J.A., 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166 (3-4): 181-212. 10.1016/S0044-8486(98)00298-1
- Harley, C.D.G.; Hughes, A.R.; Hultgren, K.M.; Miner, B.G.; Sorte, C.J.B.; Thornber, C.S.; Rodriguez, L.F.; Tomanek, L.; Williams, S.L., 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9 (2): 228-241. 10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x
- Haroon, M.F.; Hu, S.H.; Shi, Y.; Imelfort, M.; Keller, J.; Hugenholtz, P.; Yuan, Z.G.; Tyson, G.W., 2013. Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature*, 500 (7464): 567-+. 10.1038/nature12375
- Harpole, W.S.; Ngai, J.T.; Cleland, E.E.; Seabloom, E.W.; Borer, E.T.; Bracken, M.E.S.; Elser, J.J.; Gruner, D.S.; Hillebrand, H.; Shurin, J.B.; Smith, J.E., 2011. Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters*, 14 (9): 852-862. 10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x
- Harris, T.D.; Smith, V.H., 2016. Do persistent organic pollutants stimulate cyanobacterial blooms? *Inland Waters*, 6 (2): 124-130. 10.5268/IW-6.2.887
- Harris, T.D.; Smith, V.H.; Graham, J.L.; Van de Waal, D.B.; Tedesco, L.P.; Clercin, N., 2016. Combined effects of nitrogen to phosphorus and nitrate to ammonia ratios on cyanobacterial metabolite concentrations in eutrophic Midwestern USA reservoirs. *Inland Waters*, 6 (2): 199-210
- Harrison, J.A.; Maranger, R.J.; Alexander, R.B.; Giblin, A.E.; Jacinthe, P.-A.; Mayorga, E.; Seitzinger, S.P.; Sobota, D.J.; Wollheim, W.M., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93 (1-2): 143-157. 10.1007/s10533-008-9272-x
- Harrison, P.J.; Hurd, C.L., 2001. Nutrient physiology of seaweeds: Application of concepts to aquaculture. *Cahiers De Biologie Marine*, 42 (1-2): 71-82
- Harrison, P.J.; Thompson, P.A.; Calderwood, G.S., 1990. Effects of nutrient and light limitation on the biochemical composition of phytoplankton. *Journal of Applied Phycology*, 2: 45-56
- Harzallah, A.; Chapelle, A., 2002. Contribution of climate variability to occurrences of anoxic crises 'malaigues' in the Thau lagoon (southern France). *Oceanologica Acta*, 25 (2): 79-86. 10.1016/S0399-1784(02)01184-2
- Haselmair, A.; Stachowitsch, M.; Zuschin, M.; Riedel, B., 2010. Behaviour and mortality of benthic crustaceans in response to experimentally induced hypoxia and anoxia in situ. *Marine Ecology Progress Series*, 414: 195-208. 10.3354/meps08657
- Hassett, B.; Palmer, M.; Bernhardt, E.; Smith, S.; Carr, J.; Hart, D., 2005. Restoring watersheds project by project: trends in Chesapeake Bay tributary restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (5): 259-267
- Hauck, R.D., 1984. Atmospheric Nitrogen. Chemistry, Nitrification, Denitrification, and their Interrelationships. *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 105-125. 10.1007/978-3-540-38829-6\_5
- Hauxwell, J.; Cebrián, J.; Furlong, C.; Valiela, I., 2001. Macroalgal Canopies Contribute to Eelgrass (*Zostera Marina*) Decline in Temperate Estuarine Ecosystems. *Ecology*, 82 (4): 1007-1022. 10.1890/0012-9658(2001)082[1007:mcctez]2.0.co;2
- Hauxwell, J.; Cebrian, J.; VALIELA, I., 2003. Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 59-73. 10.3354/meps247059
- Hauxwell, J.; McClelland, J.; Behr, P.J.; Valiela, I., 1998. Relative importance of grazing and nutrient controls of macroalgal biomass in three temperate shallow estuaries. *Estuaries*, 21 (2): 347-360. 10.2307/1352481
- Havens, K.E., 1991. Zooplankton dynamics in a fresh-water estuary. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 123 (1): 69-97
- Havens, K.E., 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*: 733-747
- Havens, K.E.; East, T.L., 1997. Carbon dynamics in the 'grazing food chain' of a subtropical lake. *Journal of Plankton Research*, 19 (11): 1687-1711
- Hayden, H.S.; Blomster, J.; Maggs, C.A.; Silva, P.C.; Stanhope, M.J.; Waaland, J.R., 2003. Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology*, 38 (3): 277-294
- Hayden, H.S.; Blomster, J.; Maggs, C.A.; Silva, P.C.; Stanhope, M.J.; Waaland, J.R., 2012. Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology*, 38 (3): 277-294. 10.1080/1364253031000136321

- Haygarth, P.M.; Condon, L.M.; Heathwaite, A.L.; Turner, B.L.; Harris, G.P., 2005. The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment*, 344 (1-3): 5-14. 10.1016/j.scitotenv.2005.02.001
- Haynes, R.J.; Goh, K.M., 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 53 (4): 465-510. 10.1111/j.1469-185X.1978.tb00862.x
- Healey, F.P., 1980. Slope of the Monod equation as an indicator of advantage in nutrient competition. *Microbial Ecology*, 5 (4): 281-286. 10.1007/bf02020335
- Heathwaite, A.L.; Johnes, P.J.; Peters, N.E., 1996. Trends in nutrients. *Hydrological Processes*, 10 (2): 263-293
- Hecky, R.E.; Campbell, P.; Hendzel, L.L., 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnology and Oceanography*, 38 (4): 709-724
- Hecky, R.E.; Kilham, P., 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in fresh-water and marine environments - a review of recent-evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33 (4): 796-822
- Hedin, L.O.; von Fischer, J.C.; Ostrom, N.E.; Kennedy, B.P.; Brown, M.G.; Robertson, G.P., 1998. Thermodynamic constraints on nitrogen transformations and other biogeochemical processes at soil-stream interfaces. *Ecology*, 79 (2): 684-703. 10.2307/176963
- Heggie, D.T.; Skyring, G.W.; Obrien, G.W.; Reimers, C.; Herczeg, A.; Moriarty, D.J.W.; Burnett, W.C.; Milnes, A.R., 1990. Organic-carbon cycling and modern phosphorite formation on the east australian continental-margin - an overview. In: Notholt, A.J.G.; Jarvis, I., eds. *Phosphorite Research and Development*. 87-117
- Heil, C.A.; Glibert, P.M.; Fan, C.L., 2005. *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller - A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae*, 4 (3): 449-470. 10.1016/j.hal.2004.08.003
- Heisler, J.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M.; Anderson, D.M.; Cochlan, W.; Dennison, W.C.; Dortch, Q.; Gobler, C.J.; Heil, C.A.; Humphries, E.; Lewitus, A.; Magnien, R.; Marshall, H.G.; Sellner, K.; Stockwell, D.A.; Stoecker, D.K.; Suddleson, M., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8 (1): 3-13. 10.1016/j.hal.2008.08.006
- Hellweger, F.L.; Kravchuk, E.S.; Novotny, V.; Gladyshev, M.I., 2008. Agent-based modeling of the complex life cycle of a cyanobacterium (*Anabaena*) in a shallow reservoir. *Limnology and Oceanography*, 53 (4): 1227-1241
- Helly, J.J.; Levin, L.A., 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 51 (9): 1159-1168. 10.1016/j.dsr.2004.03.009
- Hem, J.D.; Lind, C.J., 1983. Non-equilibrium models for predicting forms of precipitated manganese oxides. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 47 (11): 2037-2046. 10.1016/0016-7037(83)90219-3
- Hemminga, M.A., 1998. The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. *Journal of Sea Research*, 39 (3-4): 183-196. 10.1016/s1385-1101(98)00004-5
- Hengst, A.; Melton, J.; Murray, L., 2010. Estuarine Restoration of Submersed Aquatic Vegetation: The Nursery Bed Effect. *Restoration Ecology*, 18 (4): 605-614. 10.1111/j.1526-100X.2010.00700.x
- Henriksen, K.; Kemp, W.M., 1988. Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. Ch. 10. In: Blackburn, T.H.; Sorensen, J., eds. *Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments*. John Wiley & Sons, 207-246
- Henry, C.P.; Amoros, C.; Roset, N., 2002. Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhone River, France. *Ecological Engineering*, 18 (5): 543-554. 10.1016/s0925-8574(02)00019-8
- Hense, I.; Beckmann, A., 2006. Towards a model of cyanobacteria life cycle—effects of growing and resting stages on bloom formation of N 2-fixing species. *Ecological Modelling*, 195 (3): 205-218
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *Fems Microbiology Reviews*, 23 (5): 563-590. 10.1111/j.1574-6976.1999.tb00414.x
- Hernandez, I.; Peralta, G.; PerezLlorens, J.L.; Vergara, J.J.; Niell, F.X., 1997. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology*, 33 (5): 764-772. 10.1111/j.0022-3646.1997.00764.x
- Hessen, D.O.; Kaartvedt, S., 2014. Top-down cascades in lakes and oceans: different perspectives but same story? *Journal of Plankton Research*, 36 (4): 914-924. 10.1093/plankt/fbu040
- Hessing-Lewis, M.L.; Hacker, S.D., 2013. Upwelling-influence, macroalgal blooms, and seagrass production; temporal trends from latitudinal and local scales in northeast Pacific estuaries. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 1103-1112. 10.4319/lo.2013.58.3.1103
- Hetland, R.D.; DiMarco, S.F., 2008. How does the character of oxygen demand control the structure of hypoxia on the Texas-Louisiana continental shelf? *Journal of Marine Systems*, 70 (1-2): 49-62. 10.1016/j.jmarsys.2007.03.002
- Hieltjes, A.H.M.; Lijklema, L., 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *Journal of Environmental Quality*, 9 (3): 405-407
- Hill, A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25 (4): 743-755
- Hill, A.R.; Devito, K.J.; Campagnolo, S.; Sanmugadas, K., 2000. Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon. *Biogeochemistry*, 51 (2): 193-223. 10.1023/a:1006476514038
- Hillebrand, H., 2009. Meta-Analysis of Grazer Control of Periphyton Biomass across Aquatic Ecosystems(1). *J Phycol*, 45 (4): 798-806. 10.1111/j.1529-8817.2009.00702.x
- Hilt, S., 2015. Regime shifts between macrophytes and phytoplankton—concepts beyond shallow lakes, unravelling stabilizing mechanisms and practical consequences. *Limnetica*, 34 (2): 467-480

- Hilt, S.; Gross, E.M.; Hupfer, M.; Morscheid, H.; Mahlmann, J.; Melzer, A.; Poltz, J.; Sandrock, S.; Scharf, E.M.; Schneider, S.; de Weyer, K.V., 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologia*, 36 (3): 155-171. 10.1016/j.limno.2006.06.001
- Hilt, S.; Köhler, J.; Adrian, R.; Monaghan, M.T.; Sayer, C.D., 2013. Clear, crashing, turbid and back - long-term changes in macrophyte assemblages in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 58 (10): 2027-2036. 10.1111/fwb.12188
- Hilt, S.; Köhler, J.; Kozerski, H.P.; van Nes, E.H.; Scheffer, M., 2011. Abrupt regime shifts in space and time along rivers and connected lake systems. *Oikos*, 120 (5): 766-775
- Hilt, S.; Van de Weyer, K.; Kohler, A.; Chorus, I., 2010. Submerged Macrophyte Responses to Reduced Phosphorus Concentrations in Two Peri-Urban Lakes. *Restoration Ecology*, 18: 452-461. 10.1111/j.1526-100X.2009.00577.x
- Hilton, J.; O'Hare, M.; Bowes, M.J.; Jones, J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365 (1-3): 66-83. 10.1016/j.scitotenv.2006.02.055
- Hinga, K.R., 2002. Effects of pH on coastal marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 281-300. 10.3354/meps238281
- Hirota, M.; Senga, Y.; Seike, Y.; Nohara, S.; Kunii, H., 2007. Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan. *Chemosphere*, 68 (3): 597-603. 10.1016/j.chemosphere.2007.01.002
- HO, Y.B., 1981. Mineral element content in ulva-lactuca l with reference to eutrophication in Hong-Kong Coastal waters. *Hydrobiologia*, 77 (1): 43-47. 10.1007/bf00006386
- HO, Y.B., 1990. Ulva-lactuca as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong-Kong. *Hydrobiologia*, 203 (1-2): 73-81. 10.1007/bf00005615
- Hoehler, T.M.; Alperin, M.J.; Albert, D.B.; Martens, C.S., 1994. Field and laboratory studies of methane oxidation in an anoxic marine sediment - evidence for a methanogen-sulfate reducer consortium. *Global Biogeochemical Cycles*, 8 (4): 451-463. 10.1029/94gb01800
- Hofmann, L.C.; Heiden, J.; Bischof, K.; Teichberg, M., 2014. Nutrient availability affects the response of the calcifying chlorophyte *Halimeda opuntia* (L.) JV Lamouroux to low pH. *PLANTA*, 239 (1): 231-242. 10.1007/s00425-013-1982-1
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4 (1): 1-23
- Holmer, M.; Andersen, F.O.; Nielsen, S.L.; Boschker, H.T.S., 2001. The importance of mineralization based on sulfate reduction for nutrient regeneration in tropical seagrass sediments. *Aquatic Botany*, 71 (1): 1-17. 10.1016/s0304-3770(01)00170-x
- Holmer, M.; Kristensen, E., 1994. Coexistence of sulfate reduction and methane production in an organic-rich sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 107 (1-2): 177-184. 10.3354/meps107177
- Holmer, M.; Nielsen, R.M., 2007. Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 353 (2): 245-252. 10.1016/j.jembe.2007.09.010
- Holmes, R.; Armanini, D.G.; Yates, A.G., 2016. Effects of Best Management Practice on Ecological Condition: Does Location Matter? *Environmental Management*, 57 (5): 1062-1076. 10.1007/s00267-016-0662-x
- Holst, S., 2012. Effects of climate warming on strobilation and ephyra production of North Sea scyphozoan jellyfish. *Hydrobiologia*, 690 (1): 127-140. 10.1007/s10750-012-1043-y
- Holtgrieve, G.W.; Schindler, D.E., 2011. Marine-derived nutrients, bioturbation, and ecosystem metabolism: reconsidering the role of salmon in streams. *Ecology*, 92 (2): 373-385. 10.1890/09-1694.1
- Hopkinson, C.S.; Buffam, I.; Hobbie, J.; Vallino, J.; Perdue, M.; Eversmeyer, B.; Prah, F.; Covert, J.; Hodson, R.; Moran, M.A.; Smith, E.; Baross, J.; Crump, B.; Findlay, S.; Foreman, K., 1998. Terrestrial inputs of organic matter to coastal ecosystems: An intercomparison of chemical characteristics and bioavailability. *Biogeochemistry*, 43 (3): 211-234. 10.1023/a:1006016030299
- Horne, A.J., 2000. Phytoremediation by constructed wetlands. Ch. 2. In: Terry, N.; Banuelos, G., eds. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. CRC Press, 27 p.
- Horowitz, A.J.; Stephens, V.C.; Elrick, K.A.; Smith, J.J., 2012. Concentrations and annual fluxes of sediment-associated chemical constituents from conterminous US coastal rivers using bed sediment data. *Hydrological Processes*, 26 (7): 1090-1114. 10.1002/hyp.8437
- Hosono, T.; Tokunaga, T.; Tsumima, A.; Shimoda, J., 2014. Combined use of delta C-13, delta N-15, and delta S-34 tracers to study anaerobic bacterial processes in groundwater flow systems. *Water Research*, 54: 284-296. 10.1016/j.watres.2014.02.005
- Hosper, S.H., 1985. Restoration of Lake-Veluwe, The Netherlands, by reduction of phosphorus loading and flushing. *Water Science and Technology*, 17 (4-5): 757-768
- Houghton, J.D.R.; Doyle, T.K.; Davenport, J.; Lilley, M.K.S.; Wilson, R.P.; Hays, G.C., 2007. Stranding events provide indirect insights into the seasonality and persistence of jellyfish medusae (Cnidaria: Scyphozoa). *Hydrobiologia*, 589 (1): 1-13. 10.1007/s10750-007-0572-2
- Houliet, E.; Lizon, F.; Artigas, L.F.; Lefebvre, S.; Schmitt, F.G., 2013. Spatio-temporal variability of phytoplankton photosynthetic activity in a macrotidal ecosystem (the Strait of Dover, eastern English Channel). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 129: 37-48. 10.1016/j.ecss.2013.06.009
- House, W.A., 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*, 18 (5): 739-748. 10.1016/s0883-2927(02)00158-0



- Houziaux, J.S.; Fettweis, M.; Francken, F.; Van Lancker, V., 2011. Historic (1900) seafloor composition in the Belgian-Dutch part of the North Sea: A reconstruction based on calibrated visual sediment descriptions. *Continental Shelf Research*, 31 (10): 1043-1056. 10.1016/j.csr.2011.03.010
- Howarth, R.W., 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 89-110. 10.1146/annurev.es.19.110188.000513
- Howarth, R.W., 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, 8 (1): 14-20. 10.1016/j.hal.2008.08.015
- Howarth, R.W.; Billen, G.; Swaney, D.; Townsend, A.; Jaworski, N.; Lajtha, K.; Downing, J.A.; Elmgren, R.; Caraco, N.; Jordan, T.; Berendse, F.; Freney, J.; Kudeyarov, V.; Murdoch, P.; Zhu, Z.L., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35 (1): 75-139. 10.1007/bf02179825
- Howarth, R.W.; Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 364-376
- Howarth, R.W.; Swaney, D.P.; Boyer, E.W.; Marino, R.; Jaworski, N.; Goodale, C., 2006. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 79 (1-2): 163-186. 10.1007/s10533-006-9010-1
- Howarth, R.W.; Swaney, D.P.; Butler, T.J.; Marino, R., 2000. Climatic control on eutrophication of the Hudson River estuary. *Ecosystems*, 3 (2): 210-215. 10.1007/s100210000020
- Howell, P.T.; Molnar, D.R.; Harris, R.B., 1999. Juvenile Winter Flounder Distribution by Habitat Type. *Estuaries*, 22 (4): 1090. 10.2307/1353086
- Hu, C.; Li, D.; Chen, C.; Ge, J.; Muller-Karger, F.E.; Liu, J.; Yu, F.; He, M.-X., 2010. On the recurrent *Ulva prolifera* blooms in the Yellow Sea and East China Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans* (1978-2012), 115 (C5):
- Hu, F.J.; Bolding, K.; Bruggeman, J.; Jeppesen, E.; Flindt, M.R.; van Gerven, L.; Janse, J.H.; Janssen, A.B.G.; Kuiper, J.J.; Mooij, W.M.; Trolle, D., 2016. FABM-PCLake - linking aquatic ecology with hydrodynamics. *Geoscientific Model Development*, 9 (6): 2271-2278. 10.5194/gmd-9-2271-2016
- Hu, X.P.; Cai, W.J.; Rabalais, N.N.; Xue, J.H., 2016. Coupled oxygen and dissolved inorganic carbon dynamics in coastal ocean and its use as a potential indicator for detecting water column oil degradation. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography*, 129: 311-318. 10.1016/j.dsr2.2014.01.010
- Hu, Z.X.; Guo, L.Y.; Liu, T.; Chuai, X.M.; Chen, Q.K.; Shi, F.; Jiang, L.J.; Yang, L.Y., 2014. Uniformisation of phytoplankton chlorophyll a and macrophyte biomass to characterise the potential trophic state of shallow lakes. *Ecological Indicators*, 37: 1-9. 10.1016/j.ecolind.2013.10.007
- Hufschmidt, G., 2011. A comparative analysis of several vulnerability concepts. *Natural Hazards*, 58 (2): 621-643. 10.1007/s11069-011-9823-7
- Hughes, A.; Bando, K.; Rodriguez, L.; Williams, S., 2004. Relative effects of grazers and nutrients on seagrasses: a meta-analysis approach. *Marine Ecology Progress Series*, 282 (March 2015): 87-99. 10.3354/meps282087
- Hughes, A.R.; Bando, K.J.; Rodriguez, L.F.; Williams, S.L., 2004. Relative effects of grazers and nutrients on seagrasses: a meta-analysis approach. *Marine Ecology Progress Series*, 282: 87-99. 10.3354/meps282087
- Hughes, B.B.; Eby, R.; Van Dyke, E.; Tinker, M.T.; Marks, C.I.; Johnson, K.S.; Wasson, K., 2013. Recovery of a top predator mediates negative eutrophic effects on seagrass. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (38): 15313-15318. 10.1073/pnas.1302805110
- Hugues, T.; Belwood, D.; Connolly, S.; Cornell, H.; Karlson, R., 2014. Double jeopardy and global extinction risk in corals and reef fishes. *Current biology*. 2946-2951
- Huisman, J.; Jonker, R.R.; Zonneveld, C.; Weissing, F.J., 1999. Competition for light between phytoplankton species: experimental tests of mechanistic theory. *Ecology*, 80 (1): 211-222
- Huisman, J.; Sommeijer, B., 2002. Population dynamics of sinking phytoplankton in light-limited environments: simulation techniques and critical parameters. *Journal of Sea Research*, 48 (2): 83-96
- Huisman, J.; van Oostveen, P.; Weissing, F.J., 1999. Critical depth and critical turbulence: two different mechanisms for the development of phytoplankton blooms. *Limnology and Oceanography*, 44 (7): 1781-1787
- Huisman, J.; Weissing, F.J., 1999. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. *Nature*, 402 (6760): 407
- Hull, S.C., 1987. Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25 (5): 519-532. 10.1016/0272-7714(87)90112-0
- Hulot, F.D.; Lacroix, G.; Lescher-Moutoué, F.O.; Loreau, M., 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature*, 405 (6784): 340-344. 10.1038/35012591
- Hulth, S.; Aller, R.C.; Gilbert, F., 1999. Coupled anoxic nitrification manganese reduction in marine sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 63 (1): 49-66. 10.1016/s0016-7037(98)00285-3
- Human, L.R.D.; Adams, J.B.; Allanson, B.R., 2016. Insights into the cause of an *Ulva lactuca* Linnaeus bloom in the Knysna Estuary. *SOUTH AFRICAN JOURNAL OF BOTANY*, 107 (SI): 55-62. 10.1016/j.sajb.2016.05.016
- Humbert, J.-F.; Barbe, V.; Latifi, A.; Gugger, M.; Calteau, A.; Coursin, T.; Lajus, A.; Castelli, V.; Oztas, S.; Samson, G., 2013. A tribute to disorder in the genome of the bloom-forming freshwater cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Plos One*, 8 (8): e70747
- Hundey, E.J.; Russell, S.D.; Longstaffe, F.J.; Moser, K.A., 2016. Agriculture causes nitrate fertilization of remote alpine lakes. *Nature Communications*, 7. 10.1038/ncomms10571
- Hurd, C.L., 1990. *The physiological ecology of nutrient uptake by intertidal furoid algae*. PhD. The Queen's University,

- Hussner, A.; Van de Weyer, K.; Gross, E.M.; Hilt, S., 2010. Comments on increasing number and abundance of non-indigenous aquatic macrophyte species in Germany. *Weed Research*, 50 (6): 519-526. 10.1111/j.1365-3180.2010.00812.x
- Husson, B.; Hernandez-Farinas, T.; Le Gendre, R.; Schapira, M.; Chapelle, A., 2016. Two decades of Pseudo-nitzschia spp. blooms and king scallop (*Pecten maximus*) contamination by domoic acid along the French Atlantic and English Channel coasts: Seasonal dynamics, spatial heterogeneity and interannual variability. *Harmful Algae*, 51: 26-39. 10.1016/j.hal.2015.10.017
- Hutchins, M.; Elliott, A.; Caillouet, L.; Williams, R., 2013. *Understanding the Effects of Climate Change on Water Quality: a Case-study Assessment on Rivers and Lakes in England*: Centre for Ecology & Hydrology., 29.
- Hutchinson, G., 1967. *A Treatise on Limnology. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. New York:
- Hutchinson, G.E., 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, 95 (882): 137-145
- Hyacinthe, C.; Anschütz, P.; Carbonel, P.; Jouanneau, J.M.; Jorissen, F.J., 2001. Early diagenetic processes in the muddy sediments of the Bay of Biscay. *Marine Geology*, 177 (1-2): 111-128. 10.1016/S0025-3227(01)00127-x
- Hyacinthe, C.; Van Cappellen, P., 2004. An authigenic iron phosphate phase in estuarine sediments: composition, formation and chemical reactivity. *Marine Chemistry*, 91 (1-4): 227-251. 10.1016/j.marchem.2004.04.006
- Ibelings, B.W.; Portielje, R.; Lammens, E.H.R.R.; Noordhuis, R.; van den Berg, M.S.; Joosse, W.; Meijer, M.L., 2007. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems*, 10 (1): 4-16. 10.1007/s10021-006-9009-4
- IEEE/OES US, 2008. IEEE/OES US/EU-Baltic International Symposium 2008
- Iglesias, C.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Lacerot, G.; Clemente, J.M.; Scasso, F.; Kruk, C.; Goyenola, G.; Garcia-Alonso, J.; Amsinck, S.L.; Paggi, J.C.; de Paggi, S.J.; Jeppesen, E., 2011. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, 667 (1): 133-147. 10.1007/s10750-011-0645-0
- Imai, I.; Yamaguchi, M.; Hori, Y., 2006. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton and Benthos Research*, 1 (2): 71-84. 10.3800/pbr.1.71
- Immers, A.K.; Bakker, E.S.; Van Donk, E.; Ter Heerdt, G.N.J.; Geurts, J.J.M.; Declerck, S.A.J., 2015. Fighting internal phosphorus loading: An evaluation of the large scale application of gradual Fe-addition to a shallow peat lake. *Ecological Engineering*, 83: 78-89. 10.1016/j.ecoleng.2015.05.034
- Immers, A.K.; Van der Sande, M.T.; Van der Zande, R.M.; Geurts, J.J.M.; Van Donk, E.; Bakker, E.S., 2013. Iron addition as a shallow lake restoration measure: impacts on charophyte growth. *Hydrobiologia*, 710 (1): 241-251. 10.1007/s10750-011-0995-7
- Immers, A.K.; Vendrig, K.; Ibelings, B.W.; Van Donk, E.; Ter Heerdt, G.N.J.; Geurts, J.J.M.; Bakker, E.S., 2014. Iron addition as a measure to restore water quality: Implications for macrophyte growth. *Aquatic Botany*, 116: 44-52. 10.1016/j.aquabot.2014.01.007
- Inf'ODE. Bulletin de liaison de l'Observatoire Départemental de l'Environnement: Eutrophisation et marées vertes - Avis du Conseil scientifique.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 1-32
- Invidia, M.; Sei, S.; Gorbí, G., 2004. Survival of the copepod *Acartia tonsa* following egg exposure to near anoxia and to sulfide at different pH values. *Marine Ecology Progress Series*, 276: 187-196. 10.3354/meps276187
- Irigoin, X.; Castel, J., 1997. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: the Gironde (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44 (4): 507-517
- Isaksson, I.; Montfrans, V., 1994. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.): a mesocosm experiment \*. (93):
- Isaksson, I.; Pihl, L., 1992. Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 131-140. 10.1016/0077-7579(92)90052-g
- Isaksson, I.; Pihl, L.; Vanmontfrans, J., 1994. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.) - a mesocosm experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177 (2): 203-217. 10.1016/0022-0981(94)90237-2
- Isermann, K., 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of western-europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research*, 26 (1-3): 253-269. 10.1007/bf01048764
- Ishikawa, N.F.; Togashi, H.; Kato, Y.; Yoshimura, M.; Kohmatsu, Y.; Yoshimizu, C.; Ogawa, N.O.; Ohte, N.; Tokuchi, N.; Ohkouchi, N.; Tayasu, I., 2016. Terrestrial-aquatic linkage in stream food webs along a forest chronosequence: multi-isotopic evidence. *Ecology*, 97 (5): 1146-1158. 10.1890/15-1133.1
- Jacinto, P.A.; Groffman, P.M.; Gold, A.J.; Mosier, A., 1998. Patchiness in microbial nitrogen transformations in groundwater in a riparian forest. *Journal of Environmental Quality*, 27 (1): 156-164
- Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J.; Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293 (5530): 629-638. 10.1126/science.1059199
- Jackson, R.B.; Mooney, H.A.; Schulze, E.D., 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94 (14): 7362-7366. 10.1073/pnas.94.14.7362
- Jacoby, C.A.; Frazer, T.K., 2009. Eutrophication: Time to Adjust Expectations. *Science*, 324 (5928): 723-724

- Jacquet, S.; Briand, J.-F.; Le Boulanger, C.; Avois-Jacquet, C.; Oberhaus, L.; Tassin, B.; Vinçon-Leite, B.; Paolini, G.; Druart, J.-C.; Anneville, O., 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae*, 4 (4): 651-672
- Jahnke, R.A.; Craven, D.B.; Gaillard, J.F., 1994. The influence of organic-matter diagenesis on  $\text{CaCO}_3$  dissolution at the deep-sea floor. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 58 (13): 2799-2809. 10.1016/0016-7037(94)90115-5
- Jahnke, R.A.; Emerson, S.R.; Roe, K.K.; Burnett, W.C., 1983. The present-day formation of apatite in Mexican continental-margin sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 47 (2): 259-266. 10.1016/0016-7037(83)90138-2
- Jaisi, D.P.; Blake, R.E., 2010. Tracing sources and cycling of phosphorus in Peru Margin sediments using oxygen isotopes in authigenic and detrital phosphates. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 74 (11): 3199-3212. 10.1016/j.gca.2010.02.030
- Jakobsen, T.S.; Hansen, P.B.; Jeppesen, E.; Sondergaard, M., 2004. Cascading effect of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on community composition, size, biomass and diversity of phytoplankton in shallow, eutrophic brackish lagoons. *Marine Ecology Progress Series*, 279: 305-309. 10.3354/meps279305
- James, C.; Fisher, J.; Russell, V.; Collings, S.; Moss, B., 2005. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 50 (6): 1049-1063. 10.1111/j.1365-2427.2005.01375.x
- Janssen, A.B.; Teurlinckx, S.; An, S.; Janse, J.H.; Paerl, H.W.; Mooij, W.M., 2014. Alternative stable states in large shallow lakes? *Journal of Great Lakes Research*, 40 (4): 813-826
- Jaschinski, S.; Flöder, S.; Petenati, T.; Gobel, J., 2015. Effects of nitrogen concentration on the taxonomic and functional structure of phytoplankton communities in the Western Baltic Sea and implications for the European water framework directive. *Hydrobiologia*, 745 (1): 201-210. 10.1007/s10750-014-2109-9
- Jasechko, S.; Kirchner, J.W.; Welker, J.M.; McDonnell, J.J., 2016. Substantial proportion of global streamflow less than three months old. *Nature Geoscience*, 9 (2): 126-+. 10.1038/ngeo2636
- Javanaud, C.; Michotey, V.; Guasco, S.; Garcia, N.; Anschutz, P.; Canton, M.; Bonin, P., 2011. Anaerobic ammonium oxidation mediated by Mn-oxides: from sediment to strain level. *Research in Microbiology*, 162 (9): 848-857. 10.1016/j.resmic.2011.01.011
- Jensen, H.S.; Mortensen, P.B.; Andersen, F.O.; Rasmussen, E.; Jensen, A., 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnology and Oceanography*, 40 (5): 908-917
- Jensen, H.S.; Thamdrup, B., 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia*, 253 (1-3): 47-59. 10.1007/bf00050721
- Jensen, S.I.; Kuhl, M.; Glud, R.N.; Jørgensen, L.B.; Prieme, A., 2005. Oxidic microzones and radial oxygen loss from roots of *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 293: 49-58. 10.3354/meps293049
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Jensen, C.; Faafeng, B.; Hessen, D.O.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.; Brettum, P.; Christoffersen, K., 2003. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: A study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. *Ecosystems*, 6 (4): 313-325. 10.1007/s10021-002-0145-1
- Jeppesen, E.; Kronvang, B.; Meerhoff, M.; Søndergaard, M.; Hansen, K.M.; Andersen, H.E.; Lauridsen, T.L.; Liboriussen, L.; Beklioglu, M.; Özen, A., 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1930-1941
- Jeppesen, E.; Kronvang, B.; Olesen, J.E.; Audet, J.; Søndergaard, M.; Hoffmann, C.C.; Andersen, H.E.; Lauridsen, T.L.; Liboriussen, L.; Larsen, S.E.; Beklioglu, M.; Meerhoff, M.; Özen, A.; Ozkan, K., 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663 (1): 1-21. 10.1007/s10750-010-0547-6
- Jeppesen, E.; Meerhoff, M.; Davidson, T.A.; Trolle, D.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Beklioglu, M.; Brucet Balmaña, S.; Volta, P.; González-Bergonzoni, I., 2014. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, 73 ((s1)): 84-107
- Jeppesen, E.; Meerhoff, M.; Holmgren, K.; González-Bergonzoni, I.; Teixeira-de Mello, F.; Declerck, S.A.J.; De Meester, L.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Bjerring, R.; Conde-Porcuna, J.M.; Mazzeo, N.; Iglesias, C.; Reizenstein, M.; Malmquist, H.J.; Liu, Z.W.; Balayla, D.; Lazzaro, X., 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646 (1): 73-90. 10.1007/s10750-010-0171-5
- Jeppesen, E.; Mehner, T.; Winfield, I.J.; Kangur, K.; Sarvala, J.; Gerdeaux, D.; Rask, M.; Malmquist, H.J.; Holmgren, K.; Volta, P.; Romo, S.; Eckmann, R.; Sandström, A.; Blanco, S.; Kangur, A.; Ragnarsson Stabo, H.; Tarvainen, M.; Ventelä, A.-M.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Meerhoff, M., 2012. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia*, 694 (1): 1-39. 10.1007/s10750-012-1182-1
- Jeppesen, E.; Peder Jensen, J.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45 (2): 201-218
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Kanstrup, E.; Petersen, B.; Eriksen, R.B.; Hammershoj, M.; Mortensen, E.; Jensen, J.P.; Have, A., 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and fresh-water lakes differ. *Hydrobiologia*, 275: 15-30
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Kronvang, B.; Jensen, J.P.; Svendsen, L.M.; Lauridsen, T.L., 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia*, 395: 419-432. 10.1023/a:1017071602549
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Davidson, T.A.; Liu, Z.W.; Mazzeo, N.; Trochine, C.; Ozkan, K.; Jensen, H.S.; Trolle, D.; Starling, F.; Lazzaro, X.; Johansson, L.S.; Bjerring, R.; Liboriussen, L.; Larsen, S.E.; Landkildehus, F.; Egemoose, S.; Meerhoff, M., 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. In: Woodward, G.; Jacob, U.; Ogorman, E.J., eds. *Advances in Ecological Research*, Vol 47:

- Global Change in Multispecies Systems, Pt 2*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), Vol.47, 411-488. 10.1016/b978-0-12-398315-2.00006-5
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Liu, Z., 2017. Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. *Water*, 9 (2): 122
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Meerhoff, M.; Lauridsen, T.L.; Jensen, J.P., 2007. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*, 584: 239-252. 10.1007/s10750-007-0596-7
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Søndergaard, M.; Christoffersen, K., 1998. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. New York: Springer (*Ecological Studies*)
- Jetten, M.S.M.; Logemann, S.; Muyzer, G.; Robertson, L.A.; deVries, S.; vanLoosdrecht, M.C.M.; Kuenen, J.G., 1997. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, 71 (1-2): 75-93. 10.1023/a:1000150219937
- Ji, Z.G.; Jin, K.R., 2016. An integrated environmental model for a surface flow constructed wetland: Water quality processes. *Ecological Engineering*, 86: 247-261. 10.1016/j.ecoleng.2015.09.018
- Jiang, Z.B.; Liu, J.J.; Chen, J.F.; Chen, Q.Z.; Yan, X.J.; Xuan, J.L.; Zeng, J.N., 2014. Responses of summer phytoplankton community to drastic environmental changes in the Changjiang (Yangtze River) estuary during the past 50 years. *Water Research*, 54: 1-11. 10.1016/j.watres.2014.01.032
- Jie, X.; Xiaohong, Z.; Chunlei, G.; Meijie, J.; Ruixiang, L.; Zongling, W.; Yan, L.; Shiliang, F.; Xuelei, Z., 2016. Effect of temperature, salinity and irradiance on growth and photosynthesis of *Ulva prolifera*. *Acta Oceanologica Sinica*, 35 (10): 114-121. 10.1007/s13131-016-0891-0
- Jin, C.L.; Liang, Y.H.; Liu, S.Y.; Wu, S.; Qian, X.Q.; Zhou, X.J., 2015. The pulmonata snail *Lymnaea* is a potential biomanipulation species for use against cyanobacteria blooms. *Journal of Freshwater Ecology*, 30 (4): 479-490. 10.1080/02705060.2014.979377
- Jing, S.R.; Lin, Y.F.; Lee, D.Y.; Wang, T.W., 2001. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 76 (2): 131-135. 10.1016/s0960-8524(00)00100-0
- Jobling, S.; Coey, S.; Whitmore, J.G.; Kime, D.E.; Van Look, K.J.W.; McAllister, B.G.; Beresford, N.; Henshaw, A.C.; Brighty, G.; Tyler, C.R.; Sumpter, J.P., 2002. Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. *Biology of Reproduction*, 67 (2): 515-524. 10.1095/biolreprod67.2.515
- Johansson, G.; Eriksson, B.K.; Pedersén, M.; Snoeijs, P., 1998. *Hydrobiologia*, 385 (1/3): 121-138. 10.1023/a:1003405826222
- Johnk, K.D.; Huisman, J.; Sharples, J.; Sommeijer, B.; Visser, P.M.; Stroom, J.M., 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14 (3): 495-512. 10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x
- Johnson, D.A.; Welsh, B.L., 1985. Detrimental effects of *Ulva lactuca* (L.) exudates and low oxygen on estuarine crab larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 86 (1): 73-83. 10.1016/0022-0981(85)90043-7
- Johnson, D.S., 2011. High-marsh invertebrates are susceptible to eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 438: 143-152. 10.3354/meps09306
- Johnston, J.M., 2001. A scientific and technological framework for evaluating comparative risk in ecological risk assessments. In: Linders, J.B.H., ed. *Modelling of Environmental Chemical Exposure and Risk*. (NATO Science Series IV-Earth and Environmental Sciences), Vol.2, 133-150
- Johnston, J.M.; Novak, J.H.; Kraemer, S.R., 2000. Multimedia integrated modeling for environmental protection: Introduction to a collaborative framework. *Environmental Monitoring and Assessment*, 63 (1): 253-263. 10.1023/a:1006464407117
- Joint, I.; Pomroy, A., 1981. Primary production in a turbid estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13 (3): 303-316
- Jokinen, H.; Wennhage, H.; Ollus, V.; Aro, E.; Norkko, A., 2016. Juvenile flatfish in the northern Baltic Sea — long-term decline and potential links to habitat characteristics. *Journal of Sea Research*, 107, Part 1: 67-75. 10.1016/j.seares.2015.06.002
- Jompa, J.; McCook, L.J., 2003. Coral-algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 87-95. 10.3354/meps258087
- Jones, J.I.; Collins, A.L.; Naden, P.S.; Sear, D.A., 2012. The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications*, 28 (7): 1006-1018. 10.1002/rra.1486
- Jones, J.I.; Sayer, C.D., 2003. Does the fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology (Washington D C)*, 84 (8): 2155-2167
- Jones, J.R.; Borofka, B.P.; Bachmann, R.W., 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams. *Water Research*, 10 (2): 117-122. 10.1016/0043-1354(76)90109-3
- Jones, M.; Pinn, E., 2006. The impact of a macroalgal mat on benthic biodiversity in Poole Harbour. *Marine Pollution Bulletin*, 53 (1-4): 63-71. 10.1016/j.marpolbul.2005.09.018
- Jorgensen, B.B., 1982. Mineralization of organic-matter in the sea bed - the role of sulfate reduction. *Nature*, 296 (5858): 643-645. 10.1038/296643a0
- Jorgensen, N.O.G.; Klausen, C., 2012. Effects of traditional rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) breeding on dissolved organic nitrogen pools and microbial activity in the water. *Aquaculture Research*, 44 (1): 125-139. 10.1111/j.1365-2109.2011.03017.x
- Jorgensen, P.; Ibarra-Obando, S.E.; Carriquiry, J.D., 2010. Management of natural *Ulva* spp. blooms in San Quintin Bay, Baja California: Is it justified? *Journal of Applied Phycology*, 22 (5): 549-558. 10.1007/s10811-009-9491-0
- Jude, D.J.; DeBoe, S.F., 1996. Possible impact of gobies and other introduced species on habitat restoration efforts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 136-141. 10.1139/cjfas-53-S1-136

- Justic, D.; Bierman, V.J., Jr.; Scavia, D.; Hetland, R.D., 2007. Forecasting Gulf's hypoxia: The next 50 years? *Estuaries and Coasts*, 30 (5): 791-801
- Justic, D.; Legovic, T.; Rottinisandrini, L., 1987. Trends in oxygen-content 1911-1984 and occurrence of benthic mortality in the northern adriatic sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 25 (4): 435-445. 10.1016/0272-7714(87)90035-7
- Justic, D.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E., 1996. Effects of climate change on hypoxia in coastal waters: A doubled CO<sub>2</sub> scenario for the northern Gulf of Mexico. *Limnology and Oceanography*, 41 (5): 992-1003
- Justic, D.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E., 2005. Coupling between climate variability and coastal eutrophication: Evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research*, 54 (1): 25-35. 10.1016/j.seares.2005.02.008
- Kabanov, P.B., 2009. Benthic carbonate facies of the Phanerozoic: Review and example from the carboniferous of the Russian platform. *Stratigraphy and Geological Correlation*, 17 (5): 493-509. 10.1134/s0869593809050037
- Kadlec, R.H.; Knight, R.L., 1996. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers
- Kaldy, J.E.; Dunton, K.H.; Kowalski, J.L.; Lee, K.S., 2004. Factors controlling seagrass revegetation onto dredged material deposits: A case study in Lower Laguna Madre, Texas. *Journal of Coastal Research*, 20 (1): 292-300. 10.2112/1551-5036(2004)20[292:fcsrod]2.0.co;2
- Kamer, K.; Boyle, K.A.; Fong, P., 2001. Macroalgal bloom dynamics in a highly eutrophic southern California estuary. *Estuaries*, 24 (4): 623-635. 10.2307/1353262
- Kamer, K.; Fong, P., 2001. Nitrogen enrichment ameliorates the negative effects of reduced salinity on the green macroalga *Enteromorpha intestinalis*. *Marine Ecology Progress Series*, 218: 87-93. 10.3354/meps218087
- Kamer, K.; Fong, P.; Kennison, R.; Schiff, K., 2004. Nutrient limitation of the macroalga *Enteromorpha intestinalis* collected along a resource gradient in a highly eutrophic estuary. *Estuaries*, 27 (2): 201-208. 10.1007/bf02803377
- Kamermans, P.; Malta, E.J.; Verschuure, J.M.; Lentz, L.F.; Schrijvers, L., 1998. Role of cold resistance and burial for winter survival and spring initiation of an *Ulva* spp. (Chlorophyta) bloom in a eutrophic lagoon (Veerse Meer lagoon, The Netherlands). *Marine Biology*, 131 (1): 45-51
- Kaplan-Levy, R.N.; Hadas, O.; Summers, M.L.; Rücker, J.; Sukenik, A., 2010. Akinetes: dormant cells of cyanobacteria. *Dormancy and Resistance in Harsh Environments*. Springer, 5-27
- Karez, R.; Engelbert, S.; Kraufvelin, P.; Pedersen, M.F.; Sommer, U., 2004. Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. *Aquatic Botany*, 78 (2): 103-117. 10.1016/j.aquabot.2003.09.008
- Karjalainen, H.; Stefansdottir, G.; Tuominen, L.; Kairesalo, T., 2001. Do submersed plants enhance microbial activity in sediment? *Aquatic Botany*, 69 (1): 1-13. 10.1016/s0304-3770(00)00138-8
- Karlson, K.; Bonsdorff, E.; Rosenberg, R., 2007. The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments. *Ambio*, 36 (2-3): 161-167. 10.1579/0044-7447(2007)36[161:tiobmf]2.0.co;2
- Karlson, K.; Rosenberg, R.; Bonsdorff, E., 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters - A review. *Oceanography and Marine Biology, Vol 40*, 40: 427-489
- Karlsson, O.M.; Malmæus, J.M.; Viktori, T.; Andersson, M.G.; Rydin, E., 2014. A revised semi-empirical mass balance model for phosphorus in Baltic coastal areas. *Fundamental and Applied Limnology*, 185 (3-4): 209-221. 10.1127/fal/2014/0613
- Karus, K.; Feldmann, T., 2013. Factors influencing macrophyte metrics in Estonian coastal lakes in the light of ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 704 (1): 153-163. 10.1007/s10750-012-1300-0
- Karydis, M.; Kitsiou, D., 2012. Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (8): 4931-4984. 10.1007/s10661-011-2313-2
- Kaselowski, T.; Adams, J.B., 2013. Not so pristine - characterising the physico- chemical conditions of an undescribed temporarily open/closed estuary. *Water Sa*, 39 (5): 627-635. 10.4314/wsa.v39i5.6
- Katajisto, T., 2004. Effects of anoxia and hypoxia on the dormancy and survival of subitaneous eggs of *Acartia bifilosa* (Copepoda : Calanoida). *Marine Biology*, 145 (4): 751-757. 10.1007/s00227-004-1361-3
- Kattel, G.R.; Dong, X.H.; Yang, X.D., 2016. A century-scale, human-induced ecohydrological evolution of wetlands of two large river basins in Australia (Murray) and China (Yangtze). *Hydrology and Earth System Sciences*, 20 (6): 2151-2168. 10.5194/hess-20-2151-2016
- Kaushal, S.S.; Mayer, P.M.; Vidon, P.G.; Smith, R.M.; Pennino, M.J.; Newcomer, T.A.; Duan, S.W.; Welty, C.; Belt, K.T., 2014. Land use and climate variability amplify carbon, nutrient, and contaminant pulses: a review with management implications. *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (3): 585-614. 10.1111/jawr.12204
- Kearney, M.S.; Riter, J.C.A.; Turner, R.E., 2011. Freshwater river diversions for marsh restoration in Louisiana: Twenty-six years of changing vegetative cover and marsh area. *Geophysical Research Letters*, 38. 10.1029/2011gl047847
- Keesing, J.K.; Liu, D.; Fearn, P.; Garcia, R., 2011. Inter- and intra-annual patterns of *Ulva prolifera* green tides in the Yellow Sea during 2007-2009, their origin and relationship to the expansion of coastal seaweed aquaculture in China. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (6): 1169-1182. 10.1016/j.marpolbul.2011.03.040
- Keesing, J.K.; Liu, D.Y.; Shi, Y.J.; Wang, Y.J., 2016. Abiotic factors influencing biomass accumulation of green tide causing *Ulva* spp. on *Pyropia* culture rafts in the Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 105 (1): 88-97. 10.1016/j.marpolbul.2016.02.051
- Kehr, J.-C.; Dittmann, E., 2015. Biosynthesis and function of extracellular glycans in cyanobacteria. *Life*, 5 (1): 164-180
- Kelble, C.R., 2013. Low Salinity Predation Refugia Could Cause HAB Initiation. *Journal of Phycology*, 49 (1): 18-19. 10.1111/jpy.12015

- Kellogg, M.L.; Smyth, A.R.; Luckenbach, M.W.; Carmichael, R.H.; Brown, B.L.; Cornwell, J.C.; Piehler, M.F.; Owens, M.S.; Dalrymple, D.J.; Higgins, C.B., 2014. Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151: 156-168. 10.1016/j.ecss.2014.09.025
- Kelly, M.G.; Wilson, S., 2004. Effect of phosphorus stripping on water chemistry and diatom ecology in an eastern lowland river. *Water Research*, 38 (6): 1559-1567. 10.1016/j.watres.2003.12.022
- Kemp, W.M.; Boynton, W.R.; Adolf, J.E.; Boesch, D.F.; Boicourt, W.C.; Brush, G.; Cornwell, J.C.; Fisher, T.R.; Glibert, P.M.; Hagy, J.D.; Harding, L.W.; Houde, E.D.; Kimmel, D.G.; Miller, W.D.; Newell, R.I.E.; Roman, M.R.; Smith, E.M.; Stevenson, J.C., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 1-29. 10.3354/meps303001
- Kemp, W.M.; Testa, J.M.; Conley, D.J.; Gilbert, D.; Hagy, J.D., 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, 6 (12): 2985-3008
- Kennedy, A.D., 1997. Biological complexity confounds the separation of point- and non-point sources of human impact on the natural world. *Environmental Monitoring and Assessment*, 48 (2): 173-192. 10.1023/a:1005704720545
- Kennison, R.L.; Kamer, K.; Fong, P., 2011. RAPID NITRATE UPTAKE RATES AND LARGE SHORT-TERM STORAGE CAPACITIES MAY EXPLAIN WHY OPPORTUNISTIC GREEN MACROALGAE DOMINATE SHALLOW EUTROPHIC ESTUARIES1. *Journal of Phycology*: no-no
- Kerfoot, W.C.; Robbins, J.A.; Weider, L.J., 1999. A new approach to historical reconstruction: Combining descriptive and experimental paleolimnology. *Limnology and Oceanography*, 44 (5): 1232-1247
- Kerrison, P.D.; Le, H.N.; Twigg, G.C.; Smallman, D.R.; MacPhee, R.; Houston, F.A.B.; Hughes, A.D., 2016. Decontamination treatments to eliminate problem biota from macroalgal tank cultures of *Osmundea pinnatifida*, *Palmaria palmata* and *Ulva lactuca*. *Journal of Applied Phycology*, 28 (6): 3423-3434. 10.1007/s10811-016-0873-9
- Khan, F.A.; Ansari, A.A., 2005. Eutrophication: An ecological vision. *Botanical Review*, 71 (4): 449-482. 10.1663/0006-8101(2005)071[0449:eaev]2.0.co;2
- Kideys, A.E., 1994. Marine systems. 7963 (93):
- Kideys, A.E., 1994. Recent dramatic changes in the black-sea ecosystem - the reason for the sharp decline in turkish anchovy fisheries. *Journal of Marine Systems*, 5 (2): 171-181. 10.1016/0924-7963(94)90030-2
- Kils, U., 1993. FORMATION OF MICROPATCHES BY ZOOPLANKTON-DRIVEN MICROTURBULENCES. *Bulletin of Marine Science*, 53 (1): 160-169
- Kim, J.K.; Kraemer, G.P.; Yarish, C., 2013. Emersion Induces Nitrogen Release and Alteration of Nitrogen Metabolism in the Intertidal Genus *Porphyra*. *Plos One*, 8 (7). 10.1371/journal.pone.0069961
- Kim, K.Y.; Choi, T.S.; Kim, J.H.; Han, T.; Shin, H.W.; Garbary, D.J., 2004. Physiological ecology and seasonality of *Ulva pertusa* on a temperate rocky shore. *Phycologia*, 43 (4): 483-492. 10.2216/i0031-8884-43-4-483.1
- King, K.W.; McDonald, J.; Moore, J.F.; Agrawal, S.G.; Fischer, E.N.; Balogh, J.C., 2010. NUTRIENT AND PESTICIDE REMOVAL FROM LABORATORY-SIMULATED TILE DRAINAGE DISCHARGE. *Transactions of the Asabe*, 53 (3): 769-777
- King, K.W.; Williams, M.R.; Macrae, M.L.; Fausey, N.R.; Frankenberger, J.; Smith, D.R.; Kleinman, P.J.A.; Brown, L.C., 2015. Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 44 (2): 467-485. 10.2134/jeq2014.04.0163
- Kinsman-Costello, L.E.; Hamilton, S.K.; O'Brien, J.M.; Lennon, J.T., 2016. Phosphorus release from the drying and reflooding of diverse shallow sediments. *Biogeochemistry*, 130 (1-2): 159-176. 10.1007/s10533-016-0250-4
- Kinsman-Costello, L.E.; O'Brien, J.M.; Hamilton, S.K., 2015. Natural stressors in uncontaminated sediments of shallow freshwaters: The prevalence of sulfide, ammonia, and reduced iron. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (3): 467-479. 10.1002/etc.2801
- Kirkpatrick, B.; Kohler, K.; Byrne, M.; Fleming, L.E.; Scheller, K.; Reich, A.; Hitchcock, G.; Kirkpatrick, G.; Ullmann, S.; Hoagland, P., 2014. Human responses to Florida red tides: Policy awareness and adherence to local fertilizer ordinances. *Science of the Total Environment*, 493: 898-909. 10.1016/j.scitotenv.2014.06.083
- Kittner, C.; Riisgard, H.U., 2005. Effect of temperature on filtration rate in the mussel *Mytilus edulis*: no evidence for temperature compensation. *Marine Ecology Progress Series*, 305: 147-152. 10.3354/meps305147
- Kivaisi, A.K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16 (4): 545-560. 10.1016/S0925-8574(00)00113-0
- Klaus, V.H.; Sintermann, J.; Kleinebecker, T.; Holzel, N., 2011. Sedimentation-induced eutrophication in large river floodplains - An obstacle to restoration? *Biological Conservation*, 144 (1): 451-458. 10.1016/j.biocon.2010.09.031
- Klausmeier, C.A.; Litchman, E.; Daufresne, T.; Levin, S.A., 2004. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, 429 (6988): 171-174. 10.1038/nature02454
- Klausmeier, C.A.; Litchman, E.; Levin, S.A., 2004. Phytoplankton growth and stoichiometry under multiple nutrient limitation. *Limnology and Oceanography*, 49 (4part2): 1463-1470
- Kleinman, P.J.A.; Sharpley, A.N.; Withers, P.J.A.; Bergstrom, L.; Johnson, L.T.; Doody, D.G., 2015. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. *Ambio*, 44: S297-S310. 10.1007/s13280-015-0631-2
- Kling, C.L.; Panagopoulos, Y.; Rabotyagov, S.S.; Valcu, A.M.; Gassman, P.W.; Campbell, T.; White, M.J.; Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Jha, M.K.; Richardson, J.J.; Moskal, L.M.; Turner, R.E.; Rabalais, N.N., 2014. LUMINATE: linking agricultural land use, local water quality and Gulf of Mexico hypoxia. *European Review of Agricultural Economics*, 41 (3): 431-459. 10.1093/erae/jbu009
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46 (1): 43-70

- Koelmans, A.A.; Van der Heijde, A.; Knijff, L.M.; Aalderink, R.H., 2001. Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research*, 35 (15): 3517-3536. 10.1016/s0043-1354(01)00095-1
- Kohler, A., 1975. Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beiträge der naturkundlichen Forschung Südwestdeutschlands*, 34: 149-159.
- Kolada, A.; Pasztaleniec, A.; Bielczynska, A.; Soszka, H., 2016. Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: Consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. *Limnologia*, 59: 44-52. 10.1016/j.limno.2016.05.003
- Kolada, A.; Willby, N.; Dudley, B.; Noges, P.; Sondergaard, M.; Hellsten, S.; Mjelde, M.; Penning, E.; van Geest, G.; Bertrin, V.; Ecke, F.; Maemets, H.; Karus, K., 2014. The applicability of macrophyte compositional metrics for assessing eutrophication in European lakes. *Ecological Indicators*, 45: 407-415. 10.1016/j.ecolind.2014.04.049
- Kolb, G.S.; Ekholm, J.; Hambäck, P.A., 2010. Effects of seabird nesting colonies on algae and aquatic invertebrates in coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 417: 287-300. 10.3354/meps08791
- Kolbe, T.; Marçais, J.; Thomas, Z.; Abbott, B.W.; de Dreuz, J.-R.; Rousseau-Gueutin, P.; Aquilina, L.; Labasque, T.; Pinay, G., 2016. Coupling 3D groundwater modeling with CFC-based age dating to classify local groundwater circulation in an unconfined crystalline aquifer. *Journal of Hydrology*, 543: 31-46. 10.1016/j.jhydrol.2016.05.020
- Kolber, Z.; Zehr, J.; Falkowski, P., 1988. Effects of growth irradiance and nitrogen limitation on photosynthetic energy-conversion in photosystem-II. *Plant Physiology*, 88 (3): 923-929. 10.1104/pp.88.3.923
- Körner, S., 2002. Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in north-eastern Germany. *International Review of Hydrobiology*, 87 (4): 375-384
- Kornijow, R.; Kowalewski, G.; Sugier, P.; Kaczorowska, A.; Gasiorowski, M.; Woszczyk, M., 2016. Towards a more precisely defined macrophyte-dominated regime: the recent history of a shallow lake in Eastern Poland. *Hydrobiologia*, 772 (1): 45-62. 10.1007/s10750-015-2624-3
- Korpinen, S.; Jormalainen, V., 2008. Grazing and nutrients reduce recruitment success of *Fucus vesiculosus* L. (Fucales: Phaeophyceae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 (2): 437-444. 10.1016/j.ecss.2008.01.005
- Korpinen, S.; Jormalainen, V.; Honkanen, T., 2007. Effects of nutrients, herbivory, and depth on the macroalgal community in the rocky sublittoral. *Ecology*, 88 (4): 839-852. 10.1890/05-0144
- Korpinen, S.; Meski, L.; Andersen, J.H.; Laamanen, M., 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15 (1): 105-114. 10.1016/j.ecolind.2011.09.023
- Korpinen, S.B., E., 2015. Eutrophication and hypoxia: impacts of nutrient and organic enrichment. In: Frid, T.P.C.C.L.J., ed. *Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*. Cambridge University Press, 202-243
- Kosten, S.; Huszar, V.L.; Bécares, E.; Costa, L.S.; Donk, E.; Hansson, L.A.; Jeppesen, E.; Kruk, C.; Lacerot, G.; Mazzeo, N., 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18 (1): 118-126
- Kosten, S.; Kamarainen, A.; Jeppesen, E.; van Nes, E.H.; Peeters, E.; Mazzeo, N.; Sass, L.; Hauxwell, J.; Hansel-Welch, N.; Lauridsen, T.L.; Sondergaard, M.; Bachmann, R.W.; Lacerot, G.; Scheffer, M., 2009. Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology*, 15 (10): 2503-2517. 10.1111/j.1365-2486.2009.01969.x
- Kostka, J.E.; Luther, G.W., 1994. Partitioning and speciation of solid-phase iron in salt-marsh sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 58 (7): 1701-1710. 10.1016/0016-7037(94)90531-2
- Kraufvelin, P.; Lindholm, A.; Pedersen, M.F.; Kirkerud, L.A.; Bonsdorff, E., 2009. Biomass, diversity and production of rocky shore macroalgae at two nutrient enrichment and wave action levels. *Marine Biology*, 157 (1): 29-47. 10.1007/s00227-009-1293-z
- Kraufvelin, P.; Moy, F.E.; Christie, H.; Bokn, T.L., 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems*, 9 (7): 1076-1093
- Kraufvelin, P.; Ruuskanen, A.T.; Nappu, N.; Kiirikki, M., 2007. Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72 (4): 665-674. 10.1016/j.ecss.2006.11.029
- Kraufvelin, P.; Salovius, S.; Christie, H.; Moy, F.E.; Karez, R.; Pedersen, M.F., 2006. Eutrophication-induced changes in benthic algae affect the behaviour and fitness of the marine amphipod *Gammarus locusta*. *Aquatic Botany*, 84 (3): 199-209. 10.1016/j.aquabot.2005.08.008
- Krause-Jensen, D.; Carstensen, J.; Dahl, K., 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar Pollut Bull*, 55 (1-6): 114-25. 10.1016/j.marpolbul.2006.08.019
- Kristensen, E., 2000. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*, 426 (1-3): 1-24. 10.1023/a:1003980226194
- Krodkiewska, M.; Kostecki, M., 2015. Assessment of the restoration measures in a man-made reservoir: do oligochaete communities respond to the improvement of water quality? *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (9). 10.1007/s10661-015-4787-9
- Kroeger, R.; Dunne, E.J.; Novak, J.; King, K.W.; McLellan, E.; Smith, D.R.; Strock, J.; Boomer, K.; Tomer, M.; Noe, G.B., 2013. Downstream approaches to phosphorus management in agricultural landscapes: Regional applicability and use. *Science of the Total Environment*, 442: 263-274. 10.1016/j.scitotenv.2012.10.038
- Kroeker, K.J.; Kordas, R.L.; Crim, R.N.; Singh, G.G., 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters*, 13 (11): 1419-1434. 10.1111/j.1461-0248.2010.01518.x



- Krom, M.D.; Berner, R.A., 1980. Adsorption of phosphate in anoxic marine-sediments. *Limnology and Oceanography*, 25 (5): 797-806
- Kromkamp, J., 1987. Formation and functional significance of storage products in cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 457-465
- Kromkamp, J.C.; Van Engeland, T., 2010. Changes in Phytoplankton Biomass in the Western Scheldt Estuary During the Period 1978-2006. *Estuaries and Coasts*, 33 (2): 270-285. 10.1007/s12237-009-9215-3
- Kronvang, B.; Rubaek, G.H.; Heckrath, G., 2009. International Phosphorus Workshop: Diffuse Phosphorus Loss to Surface Water Bodies-Risk Assessment, Mitigation Options, and Ecological Effects in River Basins. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1924-1929. 10.2134/jeq2009.0051
- Kronvang, B.; Vagstad, N.; Behrendt, H.; Bogestrand, J.; Larsen, S.E., 2007. Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview. *Soil Use and Management*, 23: 104-116. 10.1111/j.1475-2743.2007.00113.x
- Kruk, C.; Huszar, V.L.M.; Peeters, E.T.H.M.; Bonilla, S.; Costa, L.; LÜrling, M.; Reynolds, C.S.; Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55 (3): 614-627. 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Kruk, C.; Segura, A.M., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, 698 (1): 191-202
- Krysanova, V.; Muller-Wohlfeil, D.I.; Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106 (2-3): 261-289. 10.1016/s0304-3800(97)00204-4
- Kucharik, C.J.; Foley, J.A.; Delire, C.; Fisher, V.A.; Coe, M.T.; Lenters, J.D.; Young-Molling, C.; Ramankutty, N.; Norman, J.M.; Gower, S.T., 2000. Testing the performance of a Dynamic Global Ecosystem Model: Water balance, carbon balance, and vegetation structure. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (3): 795-825. 10.1029/1999gb001138
- Kuenen, J.G.; Robertson, L.A., 1988. Ecology of nitrification and denitrification. *The nitrogen and sulphur cycles; 42nd symposium of the Society for General Microbiology*. University of Southampton, January 1988:
- Kuster, E.; Dorusch, F.; Altenburger, R., 2005. Effects of hydrogen sulfide to *Vibrio fischeri*, *Scenedesmus vacuolatus*, and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (10): 2621-2629. 10.1897/04-546r.1
- Kuypers, M.M.M.; Sliemers, A.O.; Lavik, G.; Schmid, M.; Jorgensen, B.B.; Kuenen, J.G.; Damste, J.S.S.; Strous, M.; Jetten, M.S.M., 2003. Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea. *Nature*, 422 (6932): 608-611. 10.1038/nature01472
- Ł, L.P.; Svenson, A.; Moksnes, P.-o., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. 41: 281-294
- La Point, T.W.; Waller, W.T., 2000. Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (1): 14-24. 10.1897/1551-5028(2000)019<0014:faicww>2.3.co;2
- Lacoul, P.; Freedman, B., 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84: 3-16. gb-pdf
- Lahaye, M.; Cimadevilla, E.A.C.; Kuhlenskamp, R.; Quemener, B.; Lognone, V.; Dion, P., 1999. Chemical composition and C-13 NMR spectroscopic characterisation of ulvans from *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta). *Journal of Applied Phycology*, 11 (1): 1-7. 10.1023/a:1008063600071
- Lajtha, K.; Harrison, A.F., 1995. Strategies of phosphorus acquisition and conservation by plant species and communities. In: Tiessen, H., ed. *Phosphorus in the global environment*. John Wiley and Sons, 139-147
- Lam, Q.D.; Schmalz, B.; Fohrer, N., 2010. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 97 (2): 317-325. 10.1016/j.agwat.2009.10.004
- Lampert, W., 2011. *Daphnia: Development of Model Organism in Ecology and Evolution* Olden-dorf/Luhe, Germany: International Ecology Institute (Excellence in Ecology Series )
- Lancelot, C.; Staneva, J.; Gypens, N., 2004. *Modelling the response of coastal ecosystem to nutrient change, Biogeochemical Silicium Cycle: Elemental to Global Scale*. Paris: Institut Océanographique, 531-556.
- Lang, P.; Meis, S.; Prochazkova, L.; Carvaiho, L.; Mackay, E.B.; Woods, H.J.; Pottier, J.; Milne, I.; Taylor, C.; Maberly, S.C.; Spears, B.M., 2016. Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application. *Water Research*, 97: 55-68. 10.1016/j.watres.2016.03.018
- Lapointe, B.E., 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography*, 42 (5, 2): 1119-1131
- Lapointe, B.E., 1999. Simultaneous top-down and bottom-up forces control macroalgal blooms on coral reefs - (Reply to the comment by Hughes et al.). *Limnology and Oceanography*, 44 (6): 1586-1592
- Lapointe, B.E.; Barile, P.J.; Littler, M.M.; Littler, D.S., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs. *Harmful Algae*, 4 (6): 1106-1122. 10.1016/j.hal.2005.06.002
- Lapointe, B.E.; Barile, P.J.; Littler, M.M.; Littler, D.S., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae*, 4 (6): 1106-1122. 10.1016/j.hal.2005.06.002
- Lapointe, B.E.; Barile, P.J.; Littler, M.M.; Littler, D.S.; Bedford, B.J.; Gasque, C., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs. *Harmful Algae*, 4 (6): 1092-1105. 10.1016/j.hal.2005.06.004
- Lapointe, B.E.; Barile, P.J.; Littler, M.M.; Littler, D.S.; Bedford, B.J.; Gasque, C., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs I. Nutrient stoichiometry of the invasive green alga *Codium isthmocladum* in the wider Caribbean indicates nutrient enrichment. *Harmful Algae*, 4 (6): 1092-1105. 10.1016/j.hal.2005.06.004

- Lapointe, B.E.; Bedford, B.J., 2011. Stormwater nutrient inputs favor growth of non-native macroalgae (Rhodophyta) on O'ahu, Hawaiian Islands. *Harmful Algae*, 10 (3): 310-318. 10.1016/j.hal.2010.11.004
- Lapointe, B.E.; Herren, L.W., 2013. Eutrophication and macroalgal blooms in coastal waters of south florida: Taxonomic composition and n: P ratios. *Phycologia*, 52 (4, S): 58–59
- Lapointe, B.E.; OCONNELL, J., 1989. Nutrient-enhanced growth of cladophora-prolifera in harrington sound, bermuda - eutrophication of a confined, phosphorus-limited marine ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 28 (4): 347–360. 10.1016/0272-7714(89)90084-x
- Lapointe, B.E.; TENORE, K.R., 1981. Experimental outdoor studies with ulva-fasciata delile .1. Interaction of light and nitrogen on nutrient-uptake, growth, and biochemical-composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 53 (2-3): 135–152. 10.1016/0022-0981(81)90015-0
- Lardicci, C.; Como, S.; Corti, S.; Rossi, F., 2001. Changes and recover of macrozoobenthic communities after restoration measures of the Orbetello Lagoon (Tyrrhenian coast, Italy). *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 11 (4): 281-287. 10.1002/aqc.456
- LaRowe, D.E.; Van Cappellen, P., 2011. Degradation of natural organic matter: A thermodynamic analysis. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 75 (8): 2030-2042. 10.1016/j.gca.2011.01.020
- Lartigue, J.; Sherman, T.D., 2006. A field study of nitrogen storage and nitrate reductase activity in the estuarine macroalgae Enteromorpha lingulata (Chlorophyceae) and Gelidium pusillum (Rhodophyceae). *Estuaries and Coasts*, 29 (4): 699–708
- Laverock, B.; Gilbert, J.A.; Tait, K.; Osborn, A.M.; Widdicombe, S., 2011. Bioturbation: impact on the marine nitrogen cycle. *Biochemical Society Transactions*, 39: 315-320. 10.1042/bst0390315
- Lavery, P.; Bootle, S.; Vanderklift, M., 1999. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey Estuary, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49 (2): 295–309
- Lavery, P.S.; Lukatelich, R.J.; MCCOMB, A.J., 1991. Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33 (1): 1–22
- LAVERY, P.S.; MCCOMB, A.J., 1991. The nutritional eco-physiology of chaetomorpha-linum and ulva-rigida in peel inlet, WESTERN AUSTRALIA. *Botanica Marina*, 34 (3): 251–260. 10.1515/botm.1991.34.3.251
- Lawrence, D.; Valiela, I.; Tomasky, G., 2004. Estuarine calanoid copepod abundance in relation to season, salinity, and land-derived nitrogen loading, Waquoit Bay, MA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61 (3): 547-557. 10.1016/j.ecss.2004.06.018
- Lazar, J.G.; Gold, A.J.; Addy, K.; Mayer, P.M.; Forshay, K.J.; Groffman, P.M., 2014. Instream large wood: Denitrification hotspots with low n<sub>2</sub>o production. *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (3): 615-625. 10.1111/jawr.12202
- Le Bagousse-Pinguet, Y.; Liancourt, P.; Gross, N.; Straile, D., 2012. Indirect facilitation promotes macrophyte survival and growth in freshwater ecosystems threatened by eutrophication. *Journal of Ecology*, 100 (2): 530-538. 10.1111/j.1365-2745.2011.01931.x
- Le Bec, C.; Legendre, A.; Messiaen, G., 2016. Changes in the annual harmful algal blooms of Alexandrium minutum: effects of environmental conditions and drainage basin inputs in the Rance estuary (Brittany, France). *Aquatic Living Resources*, 29 (1): 13. 10.1051/alr/2016006
- Le Luherne, E.; Réveillac, E.; Ponsero, A.; Sturbois, A.; Ballu, S.; Perdriau, M.; Le Pape, O., 2016. Fish community responses to green tides in shallow estuarine and coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 175: 79-92. 10.1016/j.ecss.2016.03.031
- Le, C.; Zha, Y.; Li, Y.; Sun, D.; Lu, H.; Yin, B., 2010. Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control. *Environmental Management*, 45 (4): 662-668. 10.1007/s00267-010-9440-3
- Lee, J.; Parker, A.E.; Wilkerson, F.P.; Dugdale, R.C., 2015. Uptake and inhibition kinetics of nitrogen in Microcystis aeruginosa: Results from cultures and field assemblages collected in the San Francisco Bay Delta, CA. *Harmful Algae*, 47: 126-140. 10.1016/j.hal.2015.06.002
- Lee, T.M.; Huang, Y.L.; Chen, M.H., 2005. Copper induction of phosphorus deficiency in Ulva fasciata (Ulvales, Chlorophyta). *Phycologia*, 44 (6): 620–628. 10.2216/0031-8884(2005)44[620:ciopdi]2.0.co;2
- Lee, W.Y.; Wang, W.X., 2001. Metal accumulation in the green macroalga Ulva fasciata: effects of nitrate, ammonium and phosphate. *Science of the Total Environment*, 278 (1-3): 11–22. 10.1016/s0048-9697(00)00884-6
- Lee, Y.; Ha, S.Y.; Park, H.K.; Han, M.S.; Shin, K.H., 2015. Identification of key factors influencing primary productivity in two river-type reservoirs by using principal component regression analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (4). 10.1007/s10661-015-4438-1
- Lee, Y.G.; An, K.G.; Ha, P.T.; Lee, K.Y.; Kang, J.H.; Cha, S.M.; Cho, K.H.; Lee, Y.S.; Chang, I.S.; Kim, K.W.; Kimj, J.H., 2009. Decadal and seasonal scale changes of an artificial lake environment after blocking tidal flows in the Yeongsan Estuary region, Korea. *Science of the Total Environment*, 407 (23): 6063-6072. 10.1016/j.scitotenv.2009.08.031
- Lehmann, A.; Lachavanne, J.B., 1999. Changes in the water quality of Lake Geneva indicated by submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 42 (3): 457-466. 10.1046/j.1365-2427.1999.00489.x
- Lehvo, A.; Back, S., 2001. Survey of macroalgal mats in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 11 (1): 11–18. 10.1002/aqc.428
- Leidenberger, S.; Harding, K.; Jonsson, P.R., 2012. ECOLOGY AND DISTRIBUTION OF THE ISOPOD GENUS IDOTEA IN THE BALTIC SEA: KEY SPECIES IN A CHANGING ENVIRONMENT. *Journal of Crustacean Biology*, 32 (3): 359-381. 10.1163/193724012x626485

- Leigh, C.; Burford, M.A.; Connolly, R.M.; Olley, J.M.; Saecck, E.; Sheldon, F.; Smart, J.C.R.; Bunn, S.E., 2013. Science to Support Management of Receiving Waters in an Event-Driven Ecosystem: From Land to River to Sea. *Water*, 5 (2): 780-797. 10.3390/w5020780
- Leigh, C.; Burford, M.A.; Roberts, D.T.; Udy, J.W., 2010. Predicting the vulnerability of reservoirs to poor water quality and cyanobacterial blooms. *Water Research*, 44 (15): 4487-4496
- Leip, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Grizzetti, B.; Lassaletta, L.; Reis, S.; Simpson, D.; Sutton, M., A.; Vries, W.d.; Weiss, F.; Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10 (11): 115004
- Lenanton, R.C.J.; Loneragan, N.R.; Er, I.C.P., 1985. Blue-green Algal Blooms and the Commercial Fishery of a Large Australian Estuary. 16 (12): 477-482
- Lenihan, H.S., 1999. Physical-biological coupling on oyster reefs: How habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs*, 69 (3): 251-275. 10.1890/0012-9615(1999)069[0251:pbcoor]2.0.co;2
- Lenihan, H.S.; Peterson, C.H., 1998. How habitat degradation through fishery disturbance enhances impacts of hypoxia on oyster reefs. *Ecological Applications*, 8 (1): 128-140. 10.2307/2641316
- Lenzi, M.; Salvaterra, G.; Gennaro, P.; Mercatali, I.; Persia, E.; Porrello, S.; Sorce, C., 2015. A new approach to macroalgal bloom control in eutrophic, shallow-water, coastal areas. *Journal of Environmental Management*, 150: 456-465. 10.1016/j.jenvman.2014.12.031
- Leon, L.F.; Antenucci, J.P.; Rao, Y.R.; McCrimmon, C., 2012. Summary performance of the Estuary and Lake Computer Model (ELCOM): application in the Laurentian and other Great Lakes. *Water Quality Research Journal of Canada*, 47 (3-4): 252-267. 10.2166/wqrjc.2012.022
- Leonardos, N.; Geider, R.J., 2004. Responses of elemental and biochemical composition of *Chaetoceros muelleri* to growth under varying light and nitrate : phosphate supply ratios and their influence on critical N: P. *Limnology and Oceanography*, 49 (6): 2105-2114. 10.4319/lo.2004.49.6.2105
- Leschen, A.S.; Ford, K.H.; Evans, N.T., 2010. Successful Eelgrass (*Zostera marina*) Restoration in a Formerly Eutrophic Estuary (Boston Harbor) Supports the Use of a Multifaceted Watershed Approach to Mitigating Eelgrass Loss. *Estuaries and Coasts*, 33 (6): 1340-1354. 10.1007/s12237-010-9272-7
- Lester, R.E.; Boulton, A.J., 2008. Rehabilitating agricultural streams in Australia with wood: A review. *Environmental Management*, 42 (2): 310-326. 10.1007/s00267-008-9151-1
- Leston, S.; Nunes, M.; Viegas, I.; Lemos, M.F.L.; Freitas, A.; Barbosa, J.; Ramos, F.; Pardal, M.A., 2011. The effects of the nitrofurantoin furaltadone on *Ulva lactuca*. *Chemosphere*, 82 (7): 1010-1016. 10.1016/j.chemosphere.2010.10.067
- Leston, S.; Nunes, M.; Viegas, I.; Nebot, C.; Cepeda, A.; Pardal, M.A.; Ramos, F., 2014. The influence of sulfathiazole on the macroalgae *Ulva lactuca*. *Chemosphere*, 100: 105-110. 10.1016/j.chemosphere.2013.12.038
- Leston, S.; Nunes, M.; Viegas, I.; Ramos, F.; Pardal, M.A., 2013. The effects of chloramphenicol on *Ulva lactuca*. *Chemosphere*, 91 (4): 552-557. 10.1016/j.chemosphere.2012.12.061
- Levin, L.; Ekau, W.; Gooday, A.; Jorissen, F.; Middelburg, J.; Naqvi, S.; Neira, C.; Rabalais, N.; Zhang, J., 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences*, 6: 2063-2098
- Levin, L.A.; Ekau, W.; Gooday, A.J.; Jorissen, F.; Middelburg, J.J.; Naqvi, S.W.A.; Neira, C.; Rabalais, N.N.; Zhang, J., 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences*, 6 (10): 2063-2098. 10.5194/bg-6-2063-2009
- Levin, L.A.; Liu, K.K.; Emeis, K.C.; Breitburg, D.L.; Cloern, J.; Deutsch, C.; Giani, M.; Goffart, A.; Hofmann, E.E.; Lachkar, Z.; Limburg, K.; Liu, S.M.; Montes, E.; Naqvi, W.; Ragueneau, O.; Rabouille, C.; Sarkar, S.K.; Swaney, D.P.; Wassman, P.; Wishner, K.F., 2015. Comparative biogeochemistry-ecosystem-human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems*, 141: 3-17. 10.1016/j.jmarsys.2014.04.016
- Lewis, M.A.; Weber, D.E., 2002. Effects of substrate salinity on early seedling survival and growth of *Scirpus robustus* Pursh and *Spartina alterniflora* Loisel. *Ecotoxicology*, 11 (1): 19-26. 10.1023/a:1013788928922
- Li, H.; Zhang, Y.; Han, X.; Shi, X.; Rivkin, R.B.; Legendre, L., 2016. Growth responses of *Ulva prolifera* to inorganic and organic nutrients: Implications for macroalgal blooms in the southern Yellow Sea, China. *Scientific Reports*, 6: 26498. 10.1038/srep26498
- Li, M.; Lee, Y.J.; Testa, J.M.; Li, Y.; Ni, W.F.; Kemp, W.M.; Di Toro, D.M., 2016. What drives interannual variability of hypoxia in Chesapeake Bay: Climate forcing versus nutrient loading? *Geophysical Research Letters*, 43 (5): 2127-2134. 10.1002/2015gl067334
- Li, S.; Yu, K.; Huo, Y.; Zhang, J.; Wu, H.; Cai, C.e.; Liu, Y.; Shi, D.; He, P., 2016. Effects of nitrogen and phosphorus enrichment on growth and photosynthetic assimilation of carbon in a green tide-forming species (*Ulva prolifera*) in the Yellow Sea. *Hydrobiologia*, 776 (1): 161-171. 10.1007/s10750-016-2749-z
- Li, S.N.; Shi, X.L.; Lepere, C.; Liu, M.X.; Wang, X.J.; Kong, F.X., 2016. Unexpected predominance of photosynthetic picoeukaryotes in shallow eutrophic lakes. *Journal of Plankton Research*, 38 (4): 830-842. 10.1093/plankt/fbw042
- Li, W.C.; Armstrong, D.; Harris, R.F., 1973. Measurement of exchangeable inorganic-phosphate in lake sediments. *Environmental Science & Technology*, 7 (5): 454-456. 10.1021/es60077a006
- Li, Y.P.; Du, W.; Yu, Z.B.; Tang, C.Y.; Wang, Y.; Anim, D.O.; Ni, L.X.; Lau, J.; Chew, S.A.; Acharya, K., 2015. Impact of flexible emergent vegetation on the flow turbulence and kinetic energy characteristics in a flume experiment. *Journal of Hydro-Environment Research*, 9 (3): 354-367. 10.1016/j.jher.2014.01.006

- Li, Y.Q.; Xiao, C.L.; Zhao, L.L.; Liang, X.J.; Jiang, Z.C., 2013. Assessment and Analysis of Eutrophication In Xinlicheng Reservoir. In: Zhao, J.; Iranpour, R.; Li, X.; Jin, B., eds. *Advances in Environmental Technologies, Pts 1-6*. (Advanced Materials Research), Vol.726-731, 3376-3380. 10.4028/www.scientific.net/AMR.726-731.3376
- Li, Y.Z.; Liu, Y.; Zhao, L.; Hastings, A.; Guo, H.C., 2015. Exploring change of internal nutrients cycling in a shallow lake: A dynamic nutrient driven phytoplankton model. *Ecological Modelling*, 313: 137-148. 10.1016/j.ecolmodel.2015.06.025
- Lie, A.A.Y.; Wong, C.K.; Lam, J.Y.C.; Liu, J.H.; Yung, Y.K., 2011. Changes in the nutrient ratios and phytoplankton community after declines in nutrient concentrations in a semi-enclosed bay in Hong Kong. *Marine Environmental Research*, 71 (3): 178-188. 10.1016/j.marenvres.2011.01.001
- Liffen, T.; Gurnell, A.M.; O'Hare, M.T.; Pollen-Bankhead, N.; Simon, A., 2011. Biomechanical properties of the emergent aquatic macrophyte *Sparganium erectum*: Implications for fine sediment retention in low energy rivers. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1925-1931. 10.1016/j.ecoleng.2011.06.015
- Lijklema, L., 1980. Interaction of ortho-phosphate with iron(III) and aluminum hydroxides. *Environmental Science & Technology*, 14 (5): 537-541. 10.1021/es60165a013
- Limburg, K.E.; Olson, C.; Walther, Y.; Dale, D.; Slomp, C.P.; Hoie, H., 2011. Tracking Baltic hypoxia and cod migration over millennia with natural tags. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (22): E177-E182. 10.1073/pnas.1100684108
- Lin, H.; Taillefert, M., 2014. Key geochemical factors regulating Mn(IV)-catalyzed anaerobic nitrification in coastal marine sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 133: 17-33. 10.1016/j.gca.2014.01.025
- Lin, S.; Stevenson, R., 2015. *Phytoplankton biomass in U.S.A. lakes may increase by 88% by the end of the 21st century*. 10.13140/RG.2.1.1195.7527
- Lindim, C., 2015. Modeling the impact of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton and nutrients in a lowland river. *Ecological Modelling*, 301: 17-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.012>
- Litchman, E., 2003. Competition and coexistence of phytoplankton under fluctuating light: experiments with two cyanobacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 31 (3): 241-248
- Litchman, E.; Klausmeier, C.A., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 615-639
- Litchman, E.; Klausmeier, C.A.; Schofield, O.M.; Falkowski, P.G., 2007. The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. *Ecology Letters*, 10 (12): 1170-1181
- Little, J.L.; Hall, R.I.; Quinlan, R.; Smol, J.P., 2000. Past trophic status and hypolimnetic anoxia during eutrophication and remediation of Gravenhurst Bay, Ontario: comparison of diatoms, chironomids, and historical records. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2): 333-341. 10.1139/cjfas-57-2-333
- Liu, B.; Schaidt, L.A.; Mason, R.P.; Shine, J.P.; Rabalais, N.N.; Senn, D.B., 2015. Controls on methylmercury accumulation in northern Gulf of Mexico sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 159: 50-59. 10.1016/j.ecss.2015.03.030
- Liu, D.; Bai, J.; Song, S.; Zhang, J.; Sun, P.; Li, Y.; Han, G., 2007. The Impact of Sewage Discharge on the Macroalgae Community in the Yellow Sea Coastal Area Around Qingdao, China. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 7 (6): 683-692. 10.1007/s11267-007-9121-2
- Liu, D.; Keesing, J.K.; He, P.; Wang, Z.; Shi, Y.; Wang, Y., 2013. The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: Formation and implications. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 129: 2-10. 10.1016/j.ecss.2013.05.021
- Liu, D.; Keesing, J.K.; Xing, Q.; Shi, P., 2009. World's largest macroalgal bloom caused by expansion of seaweed aquaculture in China. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (6): 888-895. 10.1016/j.marpolbul.2009.01.013
- Liu, D.Y.; Keesing, J.K.; He, P.M.; Wang, Z.L.; Shi, Y.J.; Wang, Y.J., 2013. The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: Formation and implications. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 129: 2-10. 10.1016/j.ecss.2013.05.021
- Liu, J.L.; Liu, J.K.; Anderson, J.T.; Zhang, R.; Zhang, Z.M., 2016. Potential of aquatic macrophytes and artificial floating island for removing contaminants. *Plant Biosystems*, 150 (4): 702-709. 10.1080/11263504.2014.990535
- Liu, J.W.; Dong, S.L., 2001. Comparative studies on utilizing nitrogen capacity between two macroalgae *Gracilaria tenuistipitata* var. *liui* (rhodophyta) and *Ulva pertusa* (chlorophyta) II. Feedback controls of intracellular nitrogen pools on nitrogen uptake. *Journal of Environmental Sciences*, 13 (3): 323-327
- Liu, P.J.; Meng, P.J.; Liu, L.L.; Wang, J.T.; Leu, M.Y., 2012. Impacts of human activities on coral reef ecosystems of southern Taiwan: A long-term study. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (6): 1129-1135. 10.1016/j.marpolbul.2012.03.031
- Liu, T.Z.; Yuan, J.J.; Dong, W.Y.; Wu, H.C.; Wang, H.J., 2015. Effects on inorganic nitrogen compounds release of contaminated sediment treatment with in situ calcium nitrate injection. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (2): 1250-1260. 10.1007/s11356-014-3421-7
- Llorens, E.; Comas, J.; Martí, E.; Riera, J.L.; Sabater, F.; Poch, M., 2009. Integrating empirical and heuristic knowledge in a KBS to approach stream eutrophication. *Ecological Modelling*, 220 (18): 2162-2172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.012>
- Lohrenz, S.E.; Fahnenstiel, G.L.; Redalje, D.G.; Lang, G.A.; Chen, X.; Dagg, M.J., 1997. Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. 155: 45-54
- Lohrenz, S.E.; Fahnenstiel, G.L.; Redalje, D.G.; Lang, G.A.; Chen, X.G.; Dagg, M.J., 1997. Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. *Marine Ecology Progress Series*, 155: 45-54. 10.3354/meps155045
- Lohrer, A.M.; Thrush, S.F.; Gibbs, M.M., 2004. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature*, 431 (7012): 1092-1095. 10.1038/nature03042

- Longphuir, S.N.; O'Boyle, S.; Wilkes, R.; Dabrowski, T.; Stengel, D.B., 2016. Influence of hydrological regime in determining the response of macroalgal blooms to nutrient loading in two Irish estuaries. *Estuaries and Coasts*, 39 (2): 478-494
- Longstaff, B.J.; Kildea, T.; Runcie, J.W.; Cheshire, A.; Dennison, W.C.; Hurd, C.; Kana, T.; Raven, J.A.; Larkum, A.W.D., 2002. An in situ study of photosynthetic oxygen exchange and electron transport rate in the marine macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Photosynthesis research*, 74 (3): 281–293. 10.1023/a:1021279627409
- Lopes, R.J.; Pardal, M.A.; Múrias, T.; Cabral, J.A.; Marques, J.C., 2006. Influence of macroalgal mats on abundance and distribution of dunlin *Calidris alpina* in estuaries : a long-term approach. 323: 11-20
- Lopez-Arredondo, D.L.; Leyva-Gonzalez, M.A.; Alatorre-Cobos, F.; Herrera-Estrella, L., 2013. Biotechnology of nutrient uptake and assimilation in plants. *International Journal of Developmental Biology*, 57 (6-8): 595-610. 10.1387/ijdb.1302681h
- Lopez-Urrutia, A.; San Martin, E.; Harris, R.P.; Irigoien, X., 2006. Scaling the metabolic balance of the oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (23): 8739-8744. 10.1073/pnas.0601137103
- Lotze, H.K.; Lenihan, H.S.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.G.; Kay, M.C.; Kidwell, S.M.; Kirby, M.X.; Peterson, C.H.; Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312 (5781): 1806-1809. 10.1126/science.1128035
- Lotze, H.K.; Milewski, I., 2004. Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. *Ecological Applications*, 14 (5): 1428-1447. 10.1890/03-5027
- Lotze, H.K.; Schramm, W., 2000. Can ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms? (vol 36, pg 287, 2000). *Journal of Phycology*, 36 (3): 622
- Lotze, H.K.; Schramm, W., 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *Journal of Phycology*, 36 (2): 287–295. 10.1046/j.1529-8817.2000.99109.x
- Lotze, H.K.; Schramm, W.; Schories, D.; Worm, B., 1999. Control of macroalgal blooms at early developmental stages: *Pilayella littoralis* versus *Enteromorpha* spp. *Oecologia*, 119 (1): 46–54. 10.1007/s004420050759
- Lotze, H.K.; Worm, B., 2000. Variable and complementary effects of herbivores on different life stages of bloom-forming macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 200: 167–175. 10.3354/meps200167
- Lotze, H.K.; Worm, B.; Sommer, U., 2000. Propagule banks, herbivory and nutrient supply control population development and dominance patterns in macroalgal blooms. *Oikos*, 89 (1): 46-58. 10.1034/j.1600-0706.2000.890106.x
- Lou, K.Y.; Rajapaksha, A.U.; Ok, Y.S.; Chang, S.X., 2016. Pyrolysis temperature and steam activation effects on sorption of phosphate on pine sawdust biochars in aqueous solutions. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 28 (1-4): 42-50. 10.1080/09542299.2016.1165080
- Louca, V.; Lindsay, S.W.; Majambere, S.; Lucas, M.C., 2009. Fish community characteristics of the lower Gambia River floodplains: a study in the last major undisturbed West African river. *Freshwater Biology*, 54 (2): 254-271. 10.1111/j.1365-2427.2008.02105.x
- Louette, G.; Declerck, S.; Vandekerckhove, J.; De Meester, L., 2009. Evaluation of Restoration Measures in a Shallow Lake through a Comparison of Present Day Zooplankton Communities with Historical Samples. *Restoration Ecology*, 17 (5): 629-640. 10.1111/j.1526-100X.2008.00409.x
- Lovley, D.R.; Phillips, E.J.P., 1988. Novel mode of microbial energy-metabolism - organic-carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. *Applied and Environmental Microbiology*, 54 (6): 1472-1480
- Low-Decarie, E.; Fussmann, G.F.; Bell, G., 2014. Aquatic primary production in a high-CO2 world. *Trends in Ecology & Evolution*, 29 (4): 223-232. 10.1016/j.tree.2014.02.006
- Lowrance, R.; Altier, L.S.; Newbold, J.D.; Schnabel, R.R.; Groffman, P.M.; Denver, J.M.; Correll, D.L.; Gilliam, J.W.; Robinson, J.L.; Brinsfield, R.B.; Staver, K.W.; Lucas, W.; Todd, A.H., 1997. Water quality functions of Riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, 21 (5): 687-712. 10.1007/s002679900060
- Lu, C.Q.; Tian, H.Q., 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, 9 (1): 181-192. 10.5194/essd-9-181-2017
- Lu, G.Y.; Song, X.X.; Yu, Z.M.; Cao, X.H.; Yuan, Y.Q., 2015. Effects of modified clay flocculation on major nutrients and diatom aggregation during *Skeletonema costatum* blooms in the laboratory. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 33 (4): 1007-1019. 10.1007/s00343-015-4162-2
- Lu, Q.; He, Z.L.L.; Graetz, D.A.; Stoffella, P.J.; Yang, X.E., 2010. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 17 (1): 84-96. 10.1007/s11356-008-0094-0
- Lucas, J.; Prévôt, L., 1991. Phosphate and fossil preservation. In: Allison, P.A.; Briggs, D.E.G., eds. *Taphonomy : releasing the data locked in the fossil record*. New York : Plenum press (Topics in geobiology), Vol.9, 389-409
- Lucotte, M.; Danglejan, B., 1985. A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated ortho-phosphates in estuarine particulate matter. *Chemical Geology*, 48 (1-4): 257-264. 10.1016/0009-2541(85)90050-6
- Lugoli, F.; Garmendia, M.; Lehtinen, S.; Kauppila, P.; Moncheva, S.; Revilla, M.; Roselli, L.; Slabakova, N.; Valencia, V.; Dromph, K.M.; Basset, A., 2012. Application of a new multi-metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters. *Ecological Indicators*, 23: 338-355. 10.1016/j.ecolind.2012.03.030
- Luo, M.B.; Liu, F.; Xu, Z.L., 2012. Growth and nutrient uptake capacity of two co-occurring species, *Ulva prolifera* and *Ulva linza*. *Aquatic Botany*, 100: 18–24. 10.1016/j.aquabot.2012.03.006

- Luther, G.W.; Sundby, B.; Lewis, B.L.; Brendel, P.J.; Silverberg, N., 1997. Interactions of manganese with the nitrogen cycle: Alternative pathways to dinitrogen. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 61 (19): 4043-4052. 10.1016/s0016-7037(97)00239-1
- Lyche-Solheim, A.; Feld, C.K.; Birk, S.; Phillips, G.; Carvalho, L.; Morabito, G.; Mischke, U.; Willby, N.; Sondergaard, M.; Hellsten, S.; Kolada, A.; Mjelde, M.; Bohmer, J.; Miler, O.; Pusch, M.T.; Argillier, C.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T.L.; Poikane, S., 2013. Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704 (1): 57-74. 10.1007/s10750-012-1436-y
- Lyngsgaard, M.M.; Richardson, K.; Markager, S.; Nielsen, M.H.; Olesen, M.; Christensen, J.P.A., 2014. Deep primary production in coastal pelagic systems: importance for ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series*, 517: 15-33. 10.3354/meps11015
- Lynn, S.G.; Kilham, S.S.; Kreeger, D.A.; Interlandi, S.J., 2000. Effect of nutrient availability on the biochemical and elemental stoichiometry in the freshwater diatom *Stephanodiscus minutulus* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 36: 510-522
- Lyons, D.A.; Arvanitidis, C.; Blight, A.J.; Chatzinikolaou, E.; Guy-Haim, T.; Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Queiros, A.M.; Rilov, G.; Somerfield, P.J.; Crowe, T.P., 2014. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology*, 20 (9): 2712-2724. 10.1111/gcb.12644
- Lyons, D.A.; Arvanitidis, C.; Blight, A.J.; Chatzinikolaou, E.; Guy-Haim, T.; Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Queirós, A.M.; Rilov, G.; Somerfield, P.J.; Crowe, T.P., 2014. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology*, 20 (9): 2712-2724. 10.1111/gcb.12644
- Ma, L.; He, F.; Sun, J.; Wang, L.; Xu, D.; Wu, Z.B., 2015. Remediation effect of pond-ditch circulation on rural wastewater in southern China. *Ecological Engineering*, 77: 363-372. 10.1016/j.ecoleng.2014.11.036
- Mackenzie, B.R.; Schiedek, D., 2007. Daily ocean monitoring since the 1860s shows record warming of northern European seas. *Global Change Biology*, 13 (7): 1335-1347. 10.1111/j.1365-2486.2007.01360.x
- MacKenzie, J., 2005. Removal of Sea Lettuce, *Ulva* spp., in Estuaries to Improve the Environments for Invertebrates, Fish, Wading Birds, and Eelgrass, *Zostera marina*. *Marine Fisheries Review*, 67 (4): 1-8
- Madenjian, C.P.; Bunnell, D.B.; Warner, D.M.; Pothoven, S.A.; Fahnenstiel, G.L.; Nalepa, T.F.; Vanderploeg, H.A.; Tsehay, I.; Claramunt, R.M.; Clark, R.D., 2015. Changes in the Lake Michigan food web following dreissenid mussel invasions: A synthesis. *Journal of Great Lakes Research*, 41: 217-231
- Madsen, T.V.; Cedergreen, N., 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47 (2): 283-291
- Magenheimer, J.F.; Moore, T.R.; Chmura, G.L.; Daoust, R.J., 1996. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries*, 19 (1): 139-145. 10.2307/1352658
- Magesan, G.N.; Wang, H.L.; Clinton, P.W., 2012. Nitrogen cycling in gorse-dominated ecosystems in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 36 (1): 21-28
- Magnuson, J.J.; Webster, K.E.; Assel, R.A.; Bowser, C.J.; Dillon, P.J.; Eaton, J.G.; Evans, H.E.; Fee, E.J.; Hall, R.I.; Mortsch, L.R.; Schindler, D.W.; Quinn, F.H., 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrological Processes*, 11 (8): 825-871
- Magre, E.J., 1974. *Ulva lactuca* negatively affect *Balanus balanoides* (Cirripedia Thoracia) in tidepools. *Crustaceana*, 27 (3): 231-234
- Maier, G.O.; Toft, J.D.; Simenstad, C.A., 2011. Variability in Isotopic ( $\delta$  C-13,  $\delta$  N-15,  $\delta$  S-34) Composition of Organic Matter Contributing to Detritus-based Food Webs of the Columbia River Estuary. *Northwest Science*, 85 (1): 41-54. 10.3955/046.085.0104
- Maine, M.A.; Sune, N.; Hadad, H.; Sanchez, G.; Bonetto, C., 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 26 (4): 341-347. 10.1016/j.ecoleng.2005.12.004
- Mainstone, C.P.; Parr, W., 2002. Phosphorus in rivers - ecology and management. *Science of the Total Environment*, 282: 25-47. 10.1016/s0048-9697(01)00937-8
- Mallin, M.A.; McIver, M.R.; Wells, H.A.; Parsons, D.C.; Johnson, V.L., 2005. Reversal of eutrophication following sewage treatment upgrades in the New River Estuary, North Carolina. *Estuaries*, 28 (5): 750-760. 10.1007/bf02732912
- Malloy, K.J.; Wade, D.; Janicki, A.; Grabe, S.A.; Nijbroek, R., 2007. Development of a benthic index to assess sediment quality in the Tampa Bay Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (1): 22-31. 10.1016/j.marpolbul.2006.06.011
- Maloufi, S.; Catherine, A.; Mouillot, D.; Louvard, C.; Couté, A.; Bernard, C.; Troussellier, M., 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper  $\beta$ -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61 (5): 633-645
- Malta, E.; Rijstenbil, J.W.; Brouwer, P.E.M.; Kromkamp, J.C., 2003. Vertical heterogeneity in physiological characteristics of *Ulva* spp. mats. *Marine Biology*, 143 (5): 1029-1038. 10.1007/s00227-003-1134-4
- Malta, E.J.; Draisma, S.G.A.; Kamermans, P., 1999. Free-floating *Ulva* in the southwest Netherlands: species or morphotypes? A morphological, molecular and ecological comparison. *European Journal of Phycology*, 34 (5): 443-454. 10.1080/09541449910001718801
- Malta, E.-J.; Draisma, S.G.A.; Stegenga, H.; Crielgaard, G.; Rottier, R., 1997. Succession of *ULVA* blooms: A morphological, molecular and ecophysiological comparison of closely related species. *Phycologia*, 36 (4, S): 69

- Manna, R.K.; Satpathy, B.B.; Roshith, C.M.; Naskar, M.; Bhaumik, U.; Sharma, A.P., 2013. Spatio-temporal changes of hydro-chemical parameters in the estuarine part of the River Ganges under altered hydrological regime and its impact on biotic communities. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 16 (4): 433-444. 10.1080/14634988.2013.853596
- Marescaux, J.; Falisse, E.; Lorquet, J.; Van Doninck, K.; Beisel, J.-N.; Descy, J.-P., 2016. Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777 (1): 67-78. 10.1007/s10750-016-2764-0
- Marić, D.; Kraus, R.; Godrijan, J.; Supić, N.; Djakovic, T.; Precali, R., 2012. Phytoplankton response to climatic and anthropogenic influences in the north-eastern Adriatic during the last four decades. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115: 98-112. 10.1016/j.ecss.2012.02.003
- Marino, R.; Chan, F.; Howarth, R.W.; Pace, M.; Likens, G.E., 2002. Ecological and biogeochemical interactions constrain planktonic nitrogen fixation in estuaries. *Ecosystems*, 5 (7): 719-725. 10.1007/s10021-002-0176-7
- Marion, L.; Briant, L., 1998. Wetland effects on water quality: input-output studies of suspended particulate matter, nitrogen (N) and phosphorus (P) in Grand-Lieu, a natural plain lake. *Hydrobiologia*, 374: 217-235
- Marois, D.E.; Mitsch, W.J., 2016. Modeling phosphorus retention at low concentrations in Florida Everglades mesocosms. *Ecological Modelling*, 319: 42-62. 10.1016/j.ecolmodel.2015.09.024
- Marques, S.C.; Pardal, M.A.; Pereira, M.J.; Goncalves, F.; Marques, J.C.; Azeiteiro, U.M., 2007. Zooplankton distribution and dynamics in a temperate shallow estuary. *Hydrobiologia*, 587: 213-223. 10.1007/s10750-007-0682-x
- Martelloni, T.; Tomassetti, P.; Gennaro, P.; Vani, D.; Persia, E.; Persiano, M.; Falchi, R.; Porrello, S.; Lenzi, M., 2016. Artificial soft sediment resuspension and high density opportunistic macroalgal mat fragmentation as method for increasing sediment zoobenthic assemblage diversity in a eutrophic lagoon. *Mar Pollut Bull*, 110 (1): 212-20. 10.1016/j.marpolbul.2016.06.060
- Martens, C.S.; Berner, R.A.; Rosenfeld, J.K., 1978. Interstitial water chemistry of anoxic long-island sound sediments .2. Nutrient regeneration and phosphate removal. *Limnology and Oceanography*, 23 (4): 605-617
- Martin, J.L.; Hanke, A.R.; LeGresley, M.M., 2009. Long term phytoplankton monitoring, including harmful algal blooms, in the Bay of Fundy, eastern Canada. *Journal of Sea Research*, 61 (1-2): 76-83. 10.1016/j.seares.2008.05.011
- Martin, W.R.; Sayles, F.L., 1996. CaCO<sub>3</sub> dissolution in sediments of the Ceara Rise, western equatorial Atlantic. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 60 (2): 243-263. 10.1016/0016-7037(95)00383-5
- Martin-Creuzburg, D.; von Elert, E.; Hoffmann, K.H., 2008. Nutritional constraints at the cyanobacteria—*Daphnia magna* interface: the role of sterols. *Limnology and Oceanography*, 53 (2): 456-468
- Martinetto, P.; Teichberg, M.; Valiela, I.; Montemayor, D.; Iribarne, O., 2011. Top-down and bottom-up regulation in a high nutrient-high herbivory coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 69-82. 10.3354/meps09173
- Martínez, B.; Pato, L.S.; Rico, J.M., 2012. Nutrient uptake and growth responses of three intertidal macroalgae with perennial, opportunistic and summer-annual strategies. *Aquatic Botany*, 96 (1): 14-22. 10.1016/j.aquabot.2011.09.004
- Martins, I.; Leite, N.; Constantino, E., 2014. Consumption and feeding preference of Echinogammarus marinus on two different algae: Fucus vesiculosus and Ulva intestinalis. *Journal of Sea Research*, 85: 443-446. 10.1016/j.seares.2013.07.017
- Martins, I.; Pardal, M.Á.; Lillebø, A.I.; Flindt, M.R.; Marques, J.C., 2001. Hydrodynamics as a Major Factor Controlling the Occurrence of Green Macroalgal Blooms in a Eutrophic Estuary: A Case Study on the Influence of Precipitation and River Management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52 (2): 165-177. 10.1006/ecss.2000.0708
- Martins, M.S.; Massocato, T.F.; Horta, P.A.; Barufi, J.B., 2016. First record of red macroalgae bloom in Southern Atlantic Brazil. *ALGAE*, 31 (1): 33-39. 10.4490/algae.2016.31.3.5
- Martins, N.T.; Runcie, J.W.; Gurgel, C.F.D., 2015. The impact of different preservation methods on macroalgal tissue light absorbance values: A case study with Ulva australis. *Aquatic Botany*, 120 (B): 236-239. 10.1016/j.aquabot.2014.08.008
- Masakorala, K.; Turner, A.; Brown, M.T., 2008. Influence of synthetic surfactants on the uptake of Pd, Cd and Pb by the marine macroalga, Ulva lactuca. *Environmental Pollution*, 156 (3): 897-904. 10.1016/j.envpol.2008.05.030
- Masakorala, K.; Turner, A.; Brown, M.T., 2011. Toxicity of Synthetic Surfactants to the Marine Macroalga, Ulva lactuca. *Water Air and Soil Pollution*, 218 (1-4): 283-291. 10.1007/s11270-010-0641-4
- Masterson, P.; Arenas, F.A.; Thompson, R.C.; Jenkins, S.R., 2008. Interaction of top down and bottom up factors in intertidal rockpools: Effects on early successional macroalgal community composition, abundance and productivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 363 (1-2): 12-20. 10.1016/j.jembe.2008.06.001
- Masuda, K., 2016. Measuring eco-efficiency of wheat production in Japan: a combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production*, 126: 373-381. 10.1016/j.jclepro.2016.03.090
- Matabos, M.; Tunnicliffe, V.; Juniper, S.K.; Dean, C., 2012. A Year in Hypoxia: Epibenthic Community Responses to Severe Oxygen Deficit at a Subsea Observatory in a Coastal Inlet. *Plos One*, 7 (9). 10.1371/journal.pone.0045626
- Matiatos, I., 2016. Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: A case study of Asopos basin (Central Greece). *Science of the Total Environment*, 541: 802-814. 10.1016/j.scitotenv.2015.09.134
- Matsui, T.; Kojima, H.; Fukui, M., 2013. Effects of temperature on anaerobic decomposition of high-molecular weight organic matter under sulfate-reducing conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 119: 139-144. 10.1016/j.ecss.2013.01.003



- Maugendre, L.; Gattuso, J.P.; Louis, J.; de Kluijver, A.; Marro, S.; Soetaert, K.; Gazeau, F., 2015. Effect of ocean warming and acidification on a plankton community in the NW Mediterranean Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 72 (6): 1744-1755. 10.1093/icesjms/fsu161
- Mayer, C.; Burlakova, L.; Eklöv, P.; Fitzgerald, D.; Karatayev, A.; Ludsins, S.; Millard, S.; Mills, E.; Ostapenya, A.P.; Rudstam, L.; Zhu, B.; Zhukova, T., 2013. Benthification of Freshwater Lakes. *Quagga and Zebra Mussels*. CRC Press, 575-586. doi:10.1201/b15437-44
- Mazumder, A.; Taylor, W.D., 1994. Thermal structure of lakes varying in size and water clarity. *Limnology and Oceanography*, 39 (4): 968-976
- McClain, M.E.; Boyer, E.W.; Dent, C.L.; Gergel, S.E.; Grimm, N.B.; Groffman, P.M.; Hart, S.C.; Harvey, J.W.; Johnston, C.A.; Mayorga, E.; McDowell, W.H.; Pinay, G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6 (4): 301-312. 10.1007/s10021-003-0161-9
- McClanahan, T.R.; Sala, E.; Stickels, P.A.; Cokos, B.A.; Baker, A.C.; Starger, C.J.; Jones, S.H., 2003. Interaction between nutrients and herbivory in controlling algal communities and coral condition on Glover's Reef, Belize. *Marine Ecology Progress Series*, 261: 135-147. 10.3354/meps261135
- McClanahan, T.R.; Steneck, R.S.; Pietri, D.; Cokos, B.; Jones, S., 2005. Interaction between inorganic nutrients and organic matter in controlling coral reef communities in Glovers Reef Belize. *Mar Pollut Bull*, 50 (5): 566-75. 10.1016/j.marpolbul.2005.01.005
- McCook, L.; Jompa, J.; Diaz-Pulido, G., 2014. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19 (4): 400-417. 10.1007/s003380000129
- McCook, L.J., 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 18 (4): 357-367. 10.1007/s003380050213
- McDonald, K.S.; Tighe, M.; Ryder, D.S., 2016. An ecological risk assessment for managing and predicting trophic shifts in estuarine ecosystems using a Bayesian network. *Environmental Modelling & Software*, 85: 202-216. 10.1016/j.envsoft.2016.08.014
- McGlathery, K.J., 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology*, 37 (4): 453-456. 10.1046/j.1529-8817.2001.037004453.x
- McGlathery, K.J.; Krause-Jensen, D.; Rysgaard, S.; Christensen, P.B., 1997. Patterns of ammonium uptake within dense mats of the filamentous macroalga *Chaetomorpha linum*. *Aquatic Botany*, 59 (1-2): 99-115. 10.1016/s0304-3770(97)00026-0
- McGlathery, K.J.; Pedersen, M.F., 1999. The effect of growth irradiance on the coupling of carbon and nitrogen metabolism in *Chaetomorpha linum* (Chlorophyta). *Journal of Phycology*, 35 (4): 721-731. 10.1046/j.1529-8817.1999.3540721.x
- McGlathery, K.J.; Pedersen, M.F.; Borum, J., 1996. Changes in intracellular nitrogen pools and feedback controls on nitrogen uptake in *Chaetomorpha linum* (chlorophyta). *Journal of Phycology*, 32 (3): 393-401. 10.1111/j.0022-3646.1996.00393.x
- McGlathery, K.J.; Sundback, K.; Anderson, I.C., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1-18. 10.3354/meps07132
- McGlathery, K.J.; Sundbäck, K.; Anderson, I.C., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1-18. 10.3354/meps07132
- McGlynn, B.L.; McDonnell, J.J., 2003. Quantifying the relative contributions of riparian and hillslope zones to catchment runoff. *Water Resources Research*, 39 (11). 10.1029/2003wr002091
- McGlynn, B.L.; McDonnell, J.J.; Shanley, J.B.; Kendall, C., 1999. Riparian zone flowpath dynamics during snowmelt in a small headwater catchment. *Journal of Hydrology*, 222 (1-4): 75-92. 10.1016/s0022-1694(99)00102-x
- McGlynn, B.L.; Seibert, J., 2003. Distributed assessment of contributing area and riparian buffering along stream networks. *Water Resources Research*, 39 (4). 10.1029/2002wr001521
- McGroddy, M.E.; Daufresne, T.; Hedin, L.O., 2004. Scaling of C : N : P stoichiometry in forests worldwide: Implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecology*, 85 (9): 2390-2401. 10.1890/03-0351
- McLaughlan, C.; Aldridge, D.C., 2013. Cultivation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) within their invaded range to improve water quality in reservoirs. *Water Research*, 47 (13): 4357-4369. 10.1016/j.watres.2013.04.043
- McLusky, D.S., 1999. Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology*, 24 (4): 302-311. 10.1046/j.1442-9993.1999.00983.x
- McNeish, R.E.; Moore, E.M.; Benbow, M.E.; McEwan, R.W., 2015. Removal of the Invasive Shrub, *Lonicera Maackii*, from Riparian Forests Influences Headwater Stream Biota and Ecosystem Function. *River Research and Applications*, 31 (9): 1131-1139. 10.1002/rra.2808
- McQuatters-Gollop, A.; Raitsos, D.E.; Edwards, M.; Pradhan, Y.; Mee, L.D.; Lavender, S.J.; Attrill, M.J., 2007. A long-term chlorophyll data set reveals regime shift in North Sea phytoplankton biomass unconnected to nutrient trends. *Limnology and Oceanography*, 52 (2): 635-648
- McSkimming, C.; Tanner, J.E.; Russell, B.D.; Connell, S.D., 2015. Compensation of nutrient pollution by herbivores in seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471: 112-118. 10.1016/j.jembe.2015.05.018
- McTammany, M.; Benfield, E.; Webster, J., 2007. Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. *Journal of the North American Benthological Society*, 26 (3): 532-545
- Mee, L.D., 1992. The black-sea in crisis - a need for concerted international action. *Ambio*, 21 (4): 278-286

- Meerhoff, M.; Iglesias, C.; De Mello, F.T.; Clemente, J.M.; Jensen, E.; Lauridsen, T.L.; Jeppesen, E., 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52 (6): 1009-1021. 10.1111/j.1365-2427.2007.01748.x
- Mehra, O.P.; Jackson, M.L., 2013. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite–citrate system buffered with sodium bicarbonate A2 - Ingerson, Earl. *Clays and Clay Minerals*. Pergamon, 317-327. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-009235-5.50026-7>
- Meier, H.E.M.; Andersson, H.C.; Eilola, K.; Gustafsson, B.G.; Kuznetsov, I.; Muller-Karulis, B.; Neumann, T.; Savchuk, O.P., 2011. Hypoxia in future climates: A model ensemble study for the Baltic Sea. *Geophysical Research Letters*, 38. 10.1029/2011gl049929
- Meier, H.E.M.; Eilola, K.; Almroth, E., 2011. Climate-related changes in marine ecosystems simulated with a 3-dimensional coupled physical-biogeochemical model of the Baltic Sea. *Climate Research*, 48 (1): 31-55. 10.3354/cr00968
- Meire, L.; Soetaert, K.E.R.; Meysman, F.J.R., 2013. Impact of global change on coastal oxygen dynamics and risk of hypoxia. *Biogeosciences*, 10 (4): 2633-2653. 10.5194/bg-10-2633-2013
- Melton, I., James T.; Collado-Vides, L.; Lopez-Bautista, J.M., 2016. Molecular identification and nutrient analysis of the green tide species *Ulva ohnoi* M. Hiraoka & S. Shimada, 2004 (Ulvophyceae, Chlorophyta), a new report and likely nonnative species in the Gulf of Mexico and Atlantic Florida, USA. *AQUATIC INVASIONS*, 11 (3): 225–237. 10.3391/ai.2016.11.3.01
- Melzner, F.; Thomsen, J.; Koeve, W.; Oeschlies, A.; Gutowska, M.A.; Bange, H.W.; Hansen, H.P.; Koertzing, A., 2013. Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats. *Marine Biology*, 160 (8): 1875-1888. 10.1007/s00227-012-1954-1
- Mendelssohn, I.A.; Kleiss, B.A.; Wakeley, J.S., 1995. Factors controlling the formation of oxidized root channels - a review. *Wetlands*, 15 (1): 37-46
- Mendo, T.; Wosnitza, A.; Barrantes, J.G., 2006. Utilization of seaweed *Ulva* sp in Paracas Bay (Peru): experimenting with compost. *Journal of Applied Phycology*, 18 (1): 27–31. 10.1007/s10811-005-9010-x
- Menendez, M.; Comin, F.A., 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51 (2): 215–226. 10.1006/ecss.2000.0637
- Menéndez, M.; Comin, F.A., 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51 (2): 215–226
- Menendez, M.; Herrera, J.; Comin, F.A., 2002. Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth, chlorophyll content and tissue composition of the macroalga *Chaetomorpha linum* (OF Mull.) Kütz in a Mediterranean coastal lagoon. *Scientia Marina*, 66 (4): 355–364
- Menesguen, A., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France*. Brest: IFREMER, 64 p.
- Ménesguen, A., 2014. Eutrophisation du milieu marin.Ch. 5. In: Monaco, A.; Prouzet, P., eds. *Vulnérabilité du système océanique*. ISTE editions, Vol.2, 187-292
- Menesguen, A.; Aminot, A.; Belin, C.; Chapelle, A.; Guillaud, J.-F.; Joanny, M.; Lefebvre, A.; Merceron, M.; Piriou, J.-Y.; Souchu, P., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France*: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/22>, 59.
- Menesguen, A.; Dion, P., 2009. Role of phosphorus in coastal eutrophication. In: Dorioz, J.M.; Auresseau, P.; Bourrie, G., eds. *Oceanis, Vol 33, No 1 and 2*. (Oceanis : Serie De Documents Oceanographiques), Vol.33, 17-35
- Ménesguen, A.; Piriou, J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42 (1): 227–237
- Menezes, R.F.; Borchsenius, F.; Svenning, J.C.; Davidson, T.A.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Landkildehus, F.; Jeppesen, E., 2015. Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology*, 60 (4): 745-757. 10.1111/fwb.12526
- Merceron, M., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport commandé par la DGXI*:
- Merceron, M.; Antoine, V.; Auby, I.; Morand, P., 2007. In situ growth potential of the subtidal part of green tide forming *Ulva* spp. stocks. *Science of the Total Environment*, 384 (1-3): 293–305. 10.1016/j.scitotenv.2007.05.007
- Merceron, M.; Morand, P., 2004. Existence of a deep subtidal stock of drifting *Ulva* in relation to intertidal algal mat developments. *Journal of Sea Research*, 52 (4): 269–280. 10.1016/j.seares.2004.05.002
- Merino-Martos, A.; de Vicente, J.; Cruz-Pizarro, L.; de Vicente, I., 2015. Single-ion interferences when using magnetic microparticles for phosphorus removal in aquatic ecosystems. *Limnetica*, 34 (1): 17-27
- Merot, P.; Squidant, H.; Auresseau, P.; Hefting, M.; Burt, T.; Maitre, V.; Kruk, M.; Butturini, A.; Thenail, C.; Viaud, V., 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecological Modelling*, 163 (1-2): 51-71. 10.1016/s0304-3800(02)00387-3
- Mesa, L.; Mayora, G.; Saigo, M.; Giri, F., 2015. Nutrient Dynamics in Wetlands of the Middle Parana River Subjected to Rotational Cattle Management. *Wetlands*, 35 (6): 1117-1125. 10.1007/s13157-015-0699-2
- Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 358 (1440): 1935-1955. 10.1098/rstb.2003.1379
- Meybeck, M.; Moatar, F., 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes*, 26 (8): 1188-1207. 10.1002/hyp.8211

- Meyer, J.L.; Likens, G.E., 1979. Transport and transformation of phosphorus in a forest stream ecosystem. *Ecology*, 60 (6): 1255-1269. 10.2307/1936971
- Meyer, O., 1994. Functional Groups of Microorganisms. In: Schulze, E.-D.; Mooney, H.A., eds. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 67-96. 10.1007/978-3-642-58001-7\_4
- Meyer-Reil, L.A.; Koster, M., 2000. Entrophication of marine waters: Effects on benthic microbial communities. *Marine Pollution Bulletin*, 41 (1-6): 255-263. 10.1016/S0025-326X(00)00114-4
- Michalak, A.M.; Anderson, E.J.; Beletsky, D.; Boland, S.; Bosch, N.S.; Bridgeman, T.B.; Chaffin, J.D.; Cho, K.; Confesor, R.; Daloğlu, I., 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (16): 6448-6452
- Michalec, F.-G.; Holzner, M.; Souissi, A.; Stancheva, S.; Barras, A.; Boukherroub, R.; Souissi, S., 2016. Lipid nanocapsules for behavioural testing in aquatic toxicology: Time-response of *Eurytemora affinis* to environmental concentrations of PAHs and PCB. *Aquatic Toxicology*, 170: 310-322. 10.1016/j.aquatox.2015.08.010
- Michio, K.; Kengo, K.; Yasunori, K.; Hitoshi, M.; Takayuki, Y.; Hideaki, Y.; Hiroshi, S., 2003. Effects of deposit feeder *Stichopus japonicus* on algal bloom and organic matter contents of bottom sediments of the enclosed sea. *Marine Pollution Bulletin*, 47 (1-6): 118-125. 10.1016/S0025-326X(02)00411-3
- Middelburg, J.J.; Levin, L.A., 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences*, 6 (7): 1273-1293. 10.5194/bg-6-1273-2009
- Middleton, K.R.; Smith, G.S., 1979. Comparison of ammoniacal and nitrate nutrition of perennial ryegrass through a thermodynamic model. *Plant and Soil*, 53 (4): 487-504. 10.1007/bf02140720
- Mikaelyan, A.S.; Zatsepin, A.G.; Chasovnikov, V.K., 2013. Long-term changes in nutrient supply of phytoplankton growth in the Black Sea. *Journal of Marine Systems*, 117: 53-64. 10.1016/j.jmarsys.2013.02.012
- Miller, M.W., 1998. Coral/seaweed competition and the control of reef community structure within and between latitudes. *Oceanography and Marine Biology* <D>, 36: 65-96
- Minaudo, C.; Meybeck, M.; Moatar, F.; Gassama, N.; Curie, F., 2015. Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980-2012). *Biogeosciences*, 12 (8): 2549-2563. 10.5194/bg-12-2549-2015
- Mineely, P.J.; Wong, L.; Cameron, P.; Hillier, P.; Mondon, J., 2001. Environmental aspects of wastewater discharges from a hardwood woodchip mill located on an estuary in Northern Tasmania. *Appita Journal*, 54 (5): 431-434
- Mishra, P.; Panda, U.S.; Pradhan, U.; Kumar, C.S.; Naik, S.; Begum, M.; Ishwarya, J., 2015. Coastal water quality monitoring and modelling off Chennai city. In: Sundar, V.; Sannasiraj, S.A.; Murali, K.; Sriram, V., eds. *8th International Conference on Asian and Pacific Coasts*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Engineering), Vol.116, 955-962. 10.1016/j.proeng.2015.08.386
- Misra, A.K.; Tiwari, P.K.; Venturino, E., 2016. Modeling the impact of awareness on the mitigation of algal bloom in a lake. *Journal of Biological Physics*, 42 (1): 147-165. 10.1007/s10867-015-9397-9
- Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35 (1): 25-33. 10.1016/S0921-8009(00)00165-8
- Miyajima, T.; Yoshimizu, C.; Tsuboi, Y.; Tanaka, Y.; Tayasu, I.; Nagata, T.; Koike, I., 2009. Longitudinal distribution of nitrate delta N-15 and delta O-18 in two contrasting tropical rivers: implications for instream nitrogen cycling. *Biogeochemistry*, 95 (2-3): 243-260. 10.1007/s10533-009-9334-8
- Moatar, F.; Meybeck, M.; Raymond, S.; Birgand, F.; Curie, F., 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrological Processes*, 27 (25): 3535-3546. 10.1002/hyp.9464
- Moe, S.J.; Haande, S.; Couture, R.M., 2016. Climate change, cyanobacteria blooms and ecological status of lakes: A Bayesian network approach. *Ecological Modelling*, 337: 330-347. 10.1016/j.ecolmodel.2016.07.004
- Moksnes, P.O.; Gullstrom, M.; Tryman, K.; Baden, S., 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos*, 117 (5): 763-777. 10.1111/j.2008.0030-1299.16521.x
- Møller, A.P.; Flensted-Jensen, E.; Laursen, K.; Mardal, W., 2014. Fertilizer Leakage to the Marine Environment, Ecosystem Effects and Population Trends of Waterbirds in Denmark. *Ecosystems*, 18 (1): 30-44. 10.1007/s10021-014-9810-4
- Mollmann, C.; Diekmann, R.; Muller-Karulis, B.; Kornilovs, G.; Plikshs, M.; Axe, P., 2009. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*, 15 (6): 1377-1393. 10.1111/j.1365-2486.2008.01814.x
- Monod, J., 1949. THE GROWTH OF BACTERIAL CULTURES. *Annual Review of Microbiology*, 3: 371-394. 10.1146/annurev.mi.03.100149.002103
- Montagnes, D.J.S.; Chambouvet, A.; Guillou, L.; Fenton, A., 2008. Responsibility of microzooplankton and parasite pressure for the demise of toxic dinoflagellate blooms. *Aquatic Microbial Ecology*, 53 (2): 211-225. 10.3354/ame01245
- Mooij, W.M.; Hulsmann, S.; Domis, L.N.D.; Nolet, B.A.; Bodelier, P.L.E.; Boers, P.C.M.; Pires, L.M.D.; Gons, H.J.; Ibelings, B.W.; Noordhuis, R.; Portielje, R.; Wolfstein, K.; Lammens, E., 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology*, 39 (4): 381-400. 10.1007/s10452-005-9008-0
- Moore, M.T.; Kroger, R.; Locke, M.A.; Cullum, R.F.; Steinriede, R.W.; Testa, S.; Lizotte, R.E.; Bryant, C.T.; Cooper, C.M., 2010. Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches. *Environmental Pollution*, 158 (1): 175-184. 10.1016/j.envpol.2009.07.024
- Moore, S.K.; Trainer, V.L.; Mantua, N.J.; Parker, M.S.; Laws, E.A.; Backer, L.C.; Fleming, L.E., 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environmental Health*, 7 (2): S4

- Morand, P.; Briand, X., 1996. Excessive growth of macroalgae: A symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina*, 39 (6): 491–516. 10.1515/botm.1996.39.1-6.491
- Morrison, R.J.; Denton, G.R.W.; Tamata, U.B.; Grignon, J., 2013. Anthropogenic biogeochemical impacts on coral reefs in the Pacific Islands-An overview. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography*, 96: 5-12. 10.1016/j.dsr2.2013.02.014
- Mortimer, C.H., 1941. The Exchange of Dissolved Substances Between Mud and Water in Lakes. *Journal of Ecology*, 29 (2): 280-329. 10.2307/2256395
- Mortimer, R.J.G.; Harris, S.J.; Krom, M.D.; Freitag, T.E.; Prosser, J.I.; Barnes, J.; Anschutz, P.; Hayes, P.J.; Davies, I.M., 2004. Anoxic nitrification in marine sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 276: 37-51. 10.3354/meps276037
- Mortimer, R.J.G.; Krom, M.D.; Harris, S.J.; Hayes, P.J.; Davies, I.M.; Davison, W.; Zhang, H., 2002. Evidence for suboxic nitrification in recent marine sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 236: 31-35. 10.3354/meps236031
- Moschonas, G.; Gowen, R.J.; Stewart, B.M.; Davidson, K., 2015. Nitrogen dynamics in the Irish Sea and adjacent shelf waters: An exploration of dissolved organic nitrogen. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 164: 276-287. 10.1016/j.ecss.2015.07.030
- Moss, B.; Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Liu, Z., 2013. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: Resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710 (1): 3-21. 10.1007/s10750-012-1033-0
- Moss, B.; Kosten, S.; Meerhoff, M.; Battarbee, R.W.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N.; Havens, K.; Lacerot, G.; Liu, Z.; De Meester, L.; Paerl, H.; Scheffer, M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1 (2): 101-105
- Moss, B.; Kosten, S.; Meerhoff, M.; Battarbee, R.W.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N.; Havens, K.; Lacerot, G.; Liu, Z.W.; De Meester, L.; Paerl, H.; Scheffer, M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1 (2): 101-105. 10.5268/iw-1.2.359
- Mouillot, D.; Spatharis, S.; Reizopoulou, S.; Laugier, T.; Sabetta, L.; Basset, A.; Chi, T.D., 2006. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 16 (5): 469-482. 10.1002/aqc.769
- Mountain, D.G.; Kane, J., 2010. Major changes in the Georges Bank ecosystem, 1980s to the 1990s. *Marine Ecology Progress Series*, 398: 81-91. 10.3354/meps08323
- Mountfort, D.O.; Kaspar, H.F.; Downes, M.; Asher, R.A., 1999. Partitioning effects during terminal carbon and electron flow in sediments of a low-salinity meltwater pond near Bratina Island, McMurdo Ice Shelf, Antarctica. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (12): 5493-5499
- Moussa, R., 2009. Definition of new equivalent indices of Horton-Strahler ratios for the derivation of the Geomorphological Instantaneous Unit Hydrograph. *Water Resources Research*, 45. 10.1029/2008wr007330
- Moustaka-Gouni, M.; Michaloudi, E.; Sommer, U., 2014. Modifying the PEG model for Mediterranean lakes—no biological winter and strong fish predation. *Freshwater Biology*, 59 (6): 1136-1144
- Mozetic, P.; France, J.; Kogovsek, T.; Talaber, I.; Malej, A., 2012. Plankton trends and community changes in a coastal sea (northern Adriatic): Bottom-up vs. top-down control in relation to environmental drivers. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115: 138-148. 10.1016/j.ecss.2012.02.009
- Mulder, A.; Vandegraaf, A.A.; Robertson, L.A.; Kuenen, J.G., 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *Fems Microbiology Ecology*, 16 (3): 177-183. 10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x
- Mulholland, P.J.; Marzolf, E.R.; Webster, J.R.; Hart, D.R.; Hendricks, S.P., 1997. Evidence that hyporheic zones increase heterotrophic metabolism and phosphorus uptake in forest streams. *Limnology and Oceanography*, 42 (3): 443-451
- Mulholland, P.J.; Newbold, J.D.; Elwood, J.W.; Ferren, L.A.; Webster, J.R., 1985. PHOSPHORUS SPIRALING IN A WOODLAND STREAM - SEASONAL-VARIATIONS. *Ecology*, 66 (3): 1012-1023. 10.2307/1940562
- Mumby, P.J.; Hastings, A.H.; Edwards, J.E., 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. 450: 98-101
- Murdock, J.N.; Shields, F.D.; Lizotte, R.E., 2013. Periphyton responses to nutrient and atrazine mixtures introduced through agricultural runoff. *Ecotoxicology*, 22 (2): 215-230
- Murias, T.; Cabral, J.A.; Marques, J.C.; GossCustard, J.D., 1996. Short-term effects of intertidal macroalgal blooms on the macrohabitat selection and feeding behaviour of wading birds in the Mondego estuary (west Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 43 (6): 677–688. 10.1006/ecss.1996.0096
- Murphy, K.J., 2002. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. *Aquatic Botany*, 73 (4): 287-324. 10.1016/S0304-3770(02)00028-1
- Murphy, R.R.; Kemp, W.M.; Ball, W.P., 2011. Long-Term Trends in Chesapeake Bay Seasonal Hypoxia, Stratification, and Nutrient Loading. *Estuaries and Coasts*, 34 (6): 1293-1309. 10.1007/s12237-011-9413-7
- Murray, J.W.; Codispoti, L.A.; Friederich, G.E., 1995. Oxidation-reduction environments - the suboxic zone in the black-sea. In: Huang, C.P.; Omelia, C.R.; Morgan, J.J., eds. *Aquatic Chemistry: Interfacial and Interspecies Processes*. Washington: Amer Chemical Soc (Advances in Chemistry Series), Vol.244, 157-176. 10.1021/ba-1995-0244.ch007
- Mvungi, E.F.; Lyimo, T.J.; Björk, M., 2012. When *Zostera marina* is intermixed with *Ulva*, its photosynthesis is reduced by increased pH and lower light, but not by changes in light quality. *Aquatic Botany*, 102: 44-49. 10.1016/j.aquabot.2012.04.007
- Mvungi, E.F.; Mamboya, F.A., 2012. Photosynthetic performance, epiphyte biomass and nutrient content of two seagrass species in two areas with different level of nutrients along the Dar es Salaam coast. *African Journal of Marine Science*, 34 (3): 323–330. 10.2989/1814232x.2012.709957

- Naddafi, R.; Pettersson, K.; Eklöv, P., 2008. Effects of the zebra mussel, an exotic freshwater species, on seston stoichiometry. *Limnology and Oceanography*, 53 (5): 1973-1987. 10.4319/lo.2008.53.5.1973
- Najjar, R.G.; Pyke, C.R.; Adams, M.B.; Breitburg, D.; Hershner, C.; Kemp, M.; Howarth, R.; Mulholland, M.R.; Paolisso, M.; Secor, D.; Sellner, K.; Wardrop, D.; Wood, R., 2010. Potential climate-change impacts on the Chesapeake Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 86 (1): 1-20. 10.1016/j.ecss.2009.09.026
- Napoleon, C.; Raimbault, V.; Claquin, P., 2013. Influence of Nutrient Stress on the Relationships between PAM Measurements and Carbon Incorporation in Four Phytoplankton Species. *Plos One*, 8 (6). 10.1371/journal.pone.0066423
- Naqvi, S.W.A.; Bange, H.W.; Farias, L.; Monteiro, P.M.S.; Scranton, M.I.; Zhang, J., 2010. Marine hypoxia/anoxia as a source of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O. *Biogeosciences*, 7 (7): 2159-2190. 10.5194/bg-7-2159-2010
- Naqvi, S.W.A.; Bange, H.W.; Farías, L.; Monteiro, P.M.S.; Scranton, M.I.; Zhang, J., 2010. Marine hypoxia/anoxia as a source of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O. *Biogeosciences*, 7 (7): 2159-2190. 10.5194/bg-7-2159-2010
- Nates, S.F.; Felder, D.L., 1998. Impacts of burrowing ghost shrimp, genus *Lepidophthalmus* crustacea : Decapoda : Thalassinidea, on penaeid shrimp culture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 29 (2): 188-210. 10.1111/j.1749-7345.1998.tb00978.x
- Naumann, E., 1919. Some aspects of the ecology of the limnoplankton, with special reference to the phytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 13 (2): 129-163
- Neal, C.; Hilton, J.; Wade, A.J.; Neal, M.; Wickham, H., 2006. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. *Science of the Total Environment*, 365 (1-3): 84-104. 10.1016/j.scitotenv.2006.02.039
- Neal, C.; Jarvie, H.P.; Howarth, S.M.; Whitehead, P.G.; Williams, R.J.; Neal, M.; Harrow, M.; Wickham, H., 2000. The water duality of the River Kennet: initial observations on a lowland chalk stream impacted by sewage inputs and phosphorus remediation. *Science of the Total Environment*, 251: 477-495. 10.1016/S0048-9697(00)00400-9
- Nedergaard, R.I.; Risgaard-Peterson, N.; Finster, K., 2002. The importance of sulfate reduction associated with *Ulva lactuca* thalli during decomposition: a mesocosm experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275 (1): 15-29. 10.1016/S0022-0981(02)00211-3
- Nedwell, D.B., 1999. Effect of low temperature on microbial growth: Lowered affinity for substrates limits growth at low temperature. *Fems Microbiology Ecology*, 30 (2): 101-111. 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00639.x
- Neira, C.; Rackemann, M., 1996. Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: Effects on the meiobenthos. *Journal of Sea Research*, 36 (3-4): 153-170. 10.1016/S1385-1101(96)90786-8
- Nejrup, L.B.; Pedersen, M.F., 2010. Growth and biomass development of the introduced red alga *Gracilaria vermiculophylla* is unaffected by nutrient limitation and grazing. *Aquatic Biology*, 10 (3): 249-259. 10.3354/ab00281
- Nelson, D.M.; Brzezinski, M.A., 1990. Kinetics of silicic-acid uptake by natural diatom assemblages in 2 gulf-stream warm-core rings. *Marine Ecology Progress Series*, 62 (3): 283-292. 10.3354/meps062283
- Nelson, N.O.; Janke, R.R., 2007. Phosphorus sources and management in organic production systems. *Horttechnology*, 17 (4): 442-454
- Nelson, T.A.; Lee, D.J.; Smith, B.C., 2003. 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 (5): 874-879. 10.1046/j.1529-8817.2003.02157.x
- Nelson, T.A.; Nelson, A.V.; Tjoelker, M., 2003. Seasonal patterns in ulvoid algal biomass, productivity, and key environmental factors in the Northeast Pacific. *Bot Mar*, 46: 263-327
- Nemery, J.; Garnier, J.; Morel, C., 2005. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72 (1): 35-66. 10.1007/s10533-004-0078-1
- Neori, A.; Chopin, T.; Troell, M.; Buschmann, A.H.; Kraemer, G.P.; Halling, C.; Shpigel, M.; Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231 (1-4): 361-391. 10.1016/j.aquaculture.2003.11.015
- Nestlerode, J.A.; Diaz, R.J., 1998. Effects of periodic environmental hypoxia on predation of a tethered polychaete, *Glycera americana*: implications for trophic dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 185-195. 10.3354/meps172185
- Netten, J.J.C.; Arts, G.H.P.; Gylstra, R.; van Nes, E.H.; Scheffer, M.; Roijackers, R.M.M., 2010. Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms. *Fundamental and Applied Limnology*, 177 (2): 125-132. 10.1127/1863-9135/2010/0177-0125
- Neumann, T.; Eilola, K.; Gustafsson, B.; Muller-Karulis, B.; Kuznetsov, I.; Meier, H.E.M.; Savchuk, O.P., 2012. Extremes of Temperature, Oxygen and Blooms in the Baltic Sea in a Changing Climate. *Ambio*, 41 (6): 574-585. 10.1007/s13280-012-0321-2
- Newbold, J.D.; Elwood, J.W.; Oneill, R.V.; Sheldon, A.L., 1983. PHOSPHORUS DYNAMICS IN A WOODLAND STREAM ECOSYSTEM - A STUDY OF NUTRIENT SPIRALLING. *Ecology*, 64 (5): 1249-1265. 10.2307/1937833
- Newell, R.I., 1988. Ecological changes in Chesapeake Bay: are they the result of overharvesting the American oyster, *Crassostrea virginica*. *Understanding the estuary: advances in Chesapeake Bay research*, 129: 536-546
- Newell, R.I.E., 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *Journal of Shellfish Research*, 23 (1): 51-61
- Newell, R.I.E.; Cornwell, J.C.; Owens, M.S., 2002. Influence of simulated bivalve biodeposition and microphytobenthos on sediment nitrogen dynamics: A laboratory study. *Limnology and Oceanography*, 47 (5): 1367-1379
- Newton, C.; Thorner, C., 2012. Abundance and Species Composition Surveys of Macroalgal Blooms in Rhode Island Salt Marshes. *Northeastern Naturalist*, 19 (3): 501-516. 10.1656/045.019.0311

- Newton, C.; Thornber, C., 2013. Ecological Impacts of Macroalgal Blooms on Salt Marsh Communities. *Estuaries and Coasts*: 1–12
- Ngatia, L.W.; Hsieh, Y.P.; Nemours, D.; Fu, R.; Taylor, R.W., 2017. Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: Biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption. *Chemosphere*, 180: 201-211. 10.1016/j.chemosphere.2017.04.012
- Nichols, D.S., 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation*, 55 (5): 495-505
- Nielsen, L.B.; Finster, K.; Welsh, D.T.; Donnelly, A.; Herbert, R.A.; de Wit, R.; Lomstein, B.A., 2001. Sulphate reduction and nitrogen fixation rates associated with roots, rhizomes and sediments from *Zostera noltii* and *Spartina maritima* meadows. *Environmental Microbiology*, 3 (1): 63-71. 10.1046/j.1462-2920.2001.00160.x
- Nielsen, O.I.; Koch, M.S.; Jensen, H.S.; Madden, C.J., 2006. *Thalassia testudinum* phosphate uptake kinetics at low in situ concentrations using a IT radioisotope technique. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 208-217
- Niemi, G.J.; Detenbeck, N.E.; Perry, J.A., 1993. Comparative-analysis of variables to measure recovery rates in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12 (9): 1541-1547. 10.1897/1552-8618(1993)12[1541:caovtm]2.0.co;2
- Nijboer, R.C.; Verdonchot, P.F.M., 2004. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling*, 177 (1-2): 17-39. 10.1016/j.ecolmodel.2003.12.050
- Nitoi, I.; Constantin, L.A.; Oancea, P.; Cristea, I.; Crisan, M.; Sgem, 2015. TiO<sub>2</sub> solar light photocatalysis a promising treatment method of wastewater with trinitrotoluene content. *Ecology, Economics, Education and Legislation, Vol I*. (International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM), 969-976
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication - a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219
- Nixon, S.W., 1997. Prehistoric nutrient inputs and productivity in Narragansett Bay. *Estuaries*, 20 (2): 253-261. 10.2307/1352341
- Nixon, S.W., 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629 (1): 5-19. 10.1007/s10750-009-9759-z
- Noe, G.B.; Hupp, C.R., 2005. Carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in floodplains of Atlantic Coastal Plain rivers, USA. *Ecological Applications*, 15 (4): 1178-1190. 10.1890/04-1677
- Nordström, M.; Booth, D.M., 2007. Drift algae reduce foraging efficiency of juvenile flatfish. *Journal of Sea Research*, 58 (4): 335-341. 10.1016/j.seares.2007.08.001
- Norkko, A.; Bonsdorff, E., 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series*, 140 (1-3): 141–151. 10.3354/meps140141
- Norkko, A.; Bonsdorff, E., 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series*, 131 (1-3): 143-157. 10.3354/meps131143
- Norkko, J.; Bonsdorff, E.; Norkko, A., 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: Species specific responses to a transient resource. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 248 (1): 79-104. 10.1016/S0022-0981(00)00155-6
- Norkko, J.; Reed, D.C.; Timmermann, K.; Norkko, A.; Gustafsson, B.G.; Bonsdorff, E.; Slomp, C.P.; Carstensen, J.; Conley, D.J., 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*, 18 (2): 422-434. 10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
- Norlem, M.; Paraska, D.; Hipsey, M.R., 2013. Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a hypoxic estuary. *20th International Congress on Modelling and Simulation (Modsim2013)*: 1777-1783
- Novak, S.M.; Fiorelli, J.L., 2010. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 215-236. 10.1051/agro/2009031
- Novoa, S.; Chust, G.; Sagarminaga, Y.; Revilla, M.; Borja, A.; Franco, J., 2012. Water quality assessment using satellite-derived chlorophyll-a within the European directives, in the southeastern Bay of Biscay. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (4): 739-750. 10.1016/j.marpolbul.2012.01.020
- Noyma, N.P.; de Magalhães, L.; Furtado, L.L.; Mucci, M.; van Oosterhout, F.; Huszar, V.L.M.; Marinho, M.M.; Lurling, M., 2016. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Water Research*, 97: 26-38. 10.1016/j.watres.2015.11.057
- Nurnberg, G.K., 2007. Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake and Reservoir Management*, 23 (4): 388-409
- O'neil, J.; Davis, T.; Burford, M.; Gobler, C., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14: 313-334
- O'Neill, K.; Schreider, M.; McArthur, L.; Schreider, S., 2015. Changes in the water quality characteristics during a macroalgal bloom in a coastal lagoon. *Ocean & Coastal Management*, 118 (A, SI): 32–36. 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.020
- Obenour, D.R.; Scavia, D.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E.; Michalak, A.M., 2013. Retrospective Analysis of Midsummer Hypoxic Area and Volume in the Northern Gulf of Mexico, 1985-2011. *Environmental Science & Technology*, 47 (17): 9808-9815. 10.1021/es400983g
- Oberhaus, L.; Gélinas, M.; Pinel-Aloul, B.; Ghadouani, A.; Humbert, J.-F., 2007. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulex*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *Journal of Plankton Research*, 29 (10): 827-838
- O'BRIEN, M.C.; WHEELER, P.A., 1987. Short-term uptake of nutrients by enteromorpha-prolifera (Chlorophyceae). *Journal of Phycology*, 23 (4): 547–556

- Ocampo, C.J.; Oldham, C.E.; Sivapalan, M., 2006. Nitrate attenuation in agricultural catchments: Shifting balances between transport and reaction. *Water Resources Research*, 42 (1). 10.1029/2004wr003773
- Ochocka, A.; Pasztaleniec, A., 2016. Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*: 1-16. 10.1007/s10661-016-5634-3
- O'Connor, M.I.; Piehler, M.F.; Leech, D.M.; Anton, A.; Bruno, J.F., 2009. Warming and Resource Availability Shift Food Web Structure and Metabolism. *PLoS Biol*, 7 (8). 10.1371/journal.pbio.1000178
- Oczkowski, A.; McKinney, R.; Ayvazian, S.; Hanson, A.; Wigand, C.; Markham, E., 2015. Preliminary Evidence for the Amplification of Global Warming in Shallow, Intertidal Estuarine Waters. *Plos One*, 10 (10). 10.1371/journal.pone.0141529
- Oczkowski, A.; Thornber, C.S.; Markham, E.E.; Rossi, R.; Ziegler, A.; Rinehart, S., 2015. Testing sample stability using four storage methods and the macroalgae *Ulva* and *Gracilaria*. *Limnology and Oceanography-Methods*, 13 (1): 9–14. 10.1002/lom3.10002
- Odom, R.L.; Walters, L.J., 2014. A safe alternative to invasive *Caulerpa taxifolia* (Chlorophyta)? Assessing aquarium-release invasion potential of aquarium strains of the macroalgal genus *Chaetomorpha* (Chlorophyta). *Biological Invasions*, 16 (8): 1589–1597. 10.1007/s10530-013-0593-x
- Officer, C.B.; Biggs, R.B.; Taft, J.L.; Cronin, L.E.; Tyler, M.A.; Boynton, W.R., 1984. Chesapeake Bay Anoxia - origin, development, and significance. *Science*, 223 (4631): 22-27. 10.1126/science.223.4631.22
- Officer, C.B.; Smayda, T.J.; Mann, R., 1982. Benthic filter feeding - a natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, 9 (2): 203-210. 10.3354/meps009203
- Oganjan, K.; Lauringson, V., 2014. Grazing rate of zebra mussel in a shallow eutrophicated bay of the Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, 102: 43-50. 10.1016/j.marenvres.2014.05.003
- Oguz, T.; Gilbert, D., 2007. Abrupt transitions of the top-down controlled Black Sea pelagic ecosystem during 1960-2000: Evidence for regime-shifts under strong fishery exploitation and nutrient enrichment modulated by climate-induced variations. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 54 (2): 220-242. 10.1016/j.dsr.2006.09.010
- Ólafsson, E.; Aarnio, K.; Bonsdorff, E.; Arroyo, N.L., 2013. Fauna of the green alga *Cladophora glomerata* in the Baltic Sea: density, diversity, and algal decomposition stage. *Marine Biology*, 160 (9): 2353-2362. 10.1007/s00227-013-2229-1
- Ólafsson, E.B., 1988. Inhibition of larval settlement to a soft bottom benthic community by drifting algal mats: An experimental test. *Marine Biology*, 97 (4): 571-574. 10.1007/bf00391053
- Oliver, R.L.; Ganf, G.G., 2000. Freshwater blooms. *The Ecology of Cyanobacteria*. Springer, 149-194
- Olli, K.; Paerl, H.W.; Klais, R., 2015. Diversity of coastal phytoplankton assemblages – Cross ecosystem comparison. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162: 110-118. 10.1016/j.ecss.2015.03.015
- Olsen, O.T., 1883. *The Piscatorial Atlas of the North Sea, English Channel, and St. George's Channels: Illustrating the Fishing Ports, Boats, Gear, Species of Fish (how, Where, and when Caught), and Other Information Concerning Fish and Fisheries*. OT Olsen
- Olsen, S.R.; Cole, C.V.; Watanabe, F.S., 1954. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. Washington: USDA (Circular / United States Department of Agriculture;no. 939), 18
- Olson, T.C., 1977. Restoring productivity of a glacial till soil after topsoil removal. *Journal of Soil and Water Conservation*, 32 (3): 130-132
- Olyarnik, S.V.; Stachowicz, J.J., 2012. Multi-year study of the effects of *Ulva* sp blooms on eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 468: 107–117. 10.3354/meps09973
- Omernik, J.M.; Abernathy, A.R.; Male, L.M., 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams - some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36 (4): 227-231
- Omnes, P.; Slawyk, G.; Garcia, N.; Bonin, P., 1996. Evidence of denitrification and nitrate ammonification in the River Rhone plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 141 (1-3): 275-281. 10.3354/meps141275
- Omstedt, A.; Meuller, L.; Nyberg, L., 1997. Interannual, seasonal and regional variations of precipitation and evaporation over the Baltic Sea. *Ambio*, 26 (8): 484-492
- O'Neil, J.M.; Davis, T.W.; Burford, M.A.; Gobler, C.J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14: 313-334. 10.1016/j.hal.2011.10.027
- Oremland, R.S.; Marsh, L.M.; Polcin, S., 1982. Methane production and simultaneous sulfate reduction in anoxic, salt-marsh sediments. *Nature*, 296 (5853): 143-145. 10.1038/296143a0
- Orfanidis, S.; Dencheva, K.; Nakou, K.; Tsioli, S.; Papathanasiou, V.; Rosati, I., 2014. Benthic macrophyte metrics as bioindicators of water quality: towards overcoming typological boundaries and methodological tradition in Mediterranean and Black Seas. *Hydrobiologia*, 740 (1): 61-78. 10.1007/s10750-014-1938-x
- Orfanidis, S.; Panayotidis, P.; Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, 3 (1): 27-33. 10.1016/s1470-160x(03)00008-6
- Orr, K.K.; Wilding, T.A.; Horstmeier, L.; Weigl, S.; Heymans, J.J., 2014. Detached macroalgae: Its importance to inshore sandy beach fauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, Part A: 125-135. 10.1016/j.ecss.2013.12.011
- Ostman, O.; Eklof, J.; Eriksson, B.K.; Olsson, J.; Moksnes, P.-O.; Bergstrom, U., 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 1138–1147. 10.1111/1365-2664.12654



- Ostman, O.; Eklof, J.; Eriksson, B.K.; Olsson, J.; Moksnes, P.O.; Bergstrom, U., 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 1138-1147. 10.1111/1365-2664.12654
- Ottosen, L.D.M.; Risgaard-Petersen, N.; Nielsen, L.P., 1999. Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquatic Microbial Ecology*, 19 (1): 81-91. 10.3354/ame019081
- Oviatt, C.A., 2004. The changing ecology of temperate coastal waters during a warming trend. *Estuaries*, 27 (6): 895-904. 10.1007/bf02803416
- Paerl, H.W., 1990. Physiological ecology and regulation of n<sub>2</sub> fixation in natural-waters. *Advances in Microbial Ecology*, 11: 305-344
- Paerl, H.W., 2009. Controlling Eutrophication along the Freshwater-Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuaries and Coasts*, 32 (4): 593-601. 10.1007/s12237-009-9158-8
- Paerl, H.W., 2009. Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32 (4): 593-601. 10.1007/s12237-009-9158-8
- Paerl, H.W.; Gardner, W.S.; Havens, K.E.; Joyner, A.R.; McCarthy, M.J.; Newell, S.E.; Qin, B.; Scott, J.T., 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54: 213-222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009>
- Paerl, H.W.; Gardner, W.S.; Havens, K.E.; Joyner, A.R.; McCarthy, M.J.; Newell, S.E.; Qin, B.Q.; Scott, J.T., 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54: 213-222. 10.1016/j.hal.2015.09.009
- Paerl, H.W.; Hall, N.S.; Peierls, B.L.; Rossignol, K.L., 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*, 37 (2): 243-258
- Paerl, H.W.; Huisman, J., 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320 (5872): 57-58
- Paerl, H.W.; Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1 (1): 27-37. 10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x
- Paerl, H.W.; Otten, T.G., 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65 (4): 995-1010. 10.1007/s00248-012-0159-y
- Paerl, H.W.; Otten, T.G., 2016. Duelling 'CyanoHABs': unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N<sub>2</sub>-fixing harmful cyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 18 (2): 316-324. 10.1111/1462-2920.13035
- Paerl, H.W.; Paul, V.J., 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46 (5): 1349-1363
- Paerl, H.W.; Scott, J.T.; McCarthy, M.J.; Newell, S.E.; Gardner, W.S.; Havens, K.E.; Hoffman, D.K.; Wilhelm, S.W.; Wurtsbaugh, W.A., 2016. It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 50 (20): 10805-10813. 10.1021/acs.est.6b02575
- Paludan, C.; Alexeyev, F.E.; Drews, H.; Fleischer, S.; Fuglsang, A.; Kindt, T.; Kowalski, P.; Moos, M.; Radlowki, A.; Stromfors, G.; Westberg, V.; Wolter, K., 2002. Wetland management to reduce Baltic sea eutrophication. *Water Science and Technology*, 45 (9): 87-94
- Pancrace, C.; Barny, M.-A.; Ueoka, R.; Calteau, A.; Scalvenzi, T.; Pédrón, J.; Barbe, V.; Piel, J.; Humbert, J.-F.; Gugger, M., 2017. Insights into the *Planktothrix* genus: Genomic and metabolic comparison of benthic and planktic strains. *Scientific Reports*, 7:
- Papachristou, E.; Haritonidis, S., 1992. Present status of eutrophication in Pagassitikos Gulf, Magnesia, Greece. Biological indicators-pollution sources. *Fresenius Environmental Bulletin*, 1 (8): 506-510
- Park, C.S.; Hwang, E.K., 2011. An investigation of the relationship between sediment particles size and the development of green algal mats (*Ulva prolifera*) on the intertidal flats of Muan, Korea. *Journal of Applied Phycology*, 23 (3, SI): 515-522. 10.1007/s10811-010-9620-9
- Park, G.S.; Marshall, H.G., 2000. Estuarine relationships between zooplankton community structure and trophic gradients. 22 (1): 121-135
- Parker, H.S., 1981. Influence of relative water motion on the growth, ammonium uptake and carbon and nitrogen composition of *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Marine Biology*, 63 (3): 309-318. 10.1007/bf00396001
- Parkin, T.B., 1987. SOIL MICROSITES AS A SOURCE OF DENITRIFICATION VARIABILITY. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (5): 1194-1199
- Parsons, M.L.; Dortch, Q.; Turner, R.E., 2002. Sedimentological evidence of an increase in *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) abundance in response to coastal eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 47 (2): 551-558
- Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the
- Pascal, P.Y.; Fleeger, J.W., 2013. Diverse Dietary Responses by Saltmarsh Consumers to Chronic Nutrient Enrichment. *Estuaries and Coasts*, 36 (6): 1115-1124. 10.1007/s12237-013-9624-1
- Pasek, M.A.; Sampson, J.M.; Atlas, Z., 2014. Redox chemistry in the phosphorus biogeochemical cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (43): 15468-15473. 10.1073/pnas.1408134111

- Passy, P.; Gypens, N.; Billen, G.; Garnier, J.; Thieu, V.; Rousseau, V.; Callens, J.; Parent, J.Y.; Lancelot, C., 2013. A-model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *Journal of Marine Systems*, 128: 106-122. 10.1016/j.jmarsys.2013.05.005
- Passy, P.; Le Gendre, R.; Garnier, J.; Cugier, P.; Callens, J.; Paris, F.; Billen, G.; Riou, P.; Romero, E., 2016. Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine. *Marine Ecology Progress Series*, 543: 107-125. 10.3354/meps11533
- Paul, E.A.; Clark, F.E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press
- Pauw, N., 1989. Aquaculture: A biotechnology in progress : International conference : Papers. Vols 1-2. *Aquaculture - A biotechnology in progress*. Bredene, Belgium. European Aquaculture Society, 6
- Pawlak, J.F.; Laamanen, M.; Andersen, J.H., 2009. *Eutrophication in the Baltic Sea: an integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region: executive summary*. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission
- Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 107 (1): 1-19. 10.1016/j.agee.2004.12.012
- Paytan, A.; McLaughlin, K., 2007. The oceanic phosphorus cycle. *Chemical Reviews*, 107 (2): 563-576. 10.1021/cr0503613
- Peck, D.V.; Olsen, A.R.; Weber, M.H.; Paulsen, S.G.; Peterson, C.; Holdsworth, S.M., 2013. Survey design and extent estimates for the National Lakes Assessment. *Freshwater Science*, 32 (4): 1231-1245. 10.1899/11-075.1
- Peckol, P.; Rivers, J.S., 1995. Physiological-responses of the opportunistic macroalgae *Cladophora vagabunda* (L.) vanderhoeck and *Gracilaria tikvahiae* (mclachlan) to environmental disturbances associated with eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 190 (1): 1-16. 10.1016/0022-0981(95)00026-n
- Pedersen, M.F., 1994. Transient ammonium uptake in the macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta): nature, regulation, and the consequences for choice of measuring technique1. *Journal of Phycology*, 30 (6): 980-986
- Pedersen, M.F., 1994. Transient ammonium uptake in the macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta) - nature, regulation, and the consequences for choice of measuring technique. *Journal of Phycology*, 30 (6): 980-986. 10.1111/j.0022-3646.1994.00980.x
- Pedersen, M.F.; Borum, J.; Leck, F., 2010. Phosphorus dynamics and limitation of fast- and slow-growing temperate seaweeds in Oslofjord, Norway. *Marine Ecology Progress Series*, 399: 103-115. 10.3354/meps08350
- Pedersen, O.; Borum, J.; Duarte, C.M.; Fortes, M.D., 1998. Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 283-288. 10.3354/meps169283
- Pelton, D.K.; Levine, S.N.; Braner, M., 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte river (VT) using P-32 in stream microcosms. *Freshwater Biology*, 39 (2): 285-299. 10.1046/j.1365-2427.1998.00281.x
- Peña, M.A.; Katsev, S.; Oguz, T.; Gilbert, D., 2010. Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia. *Biogeosciences*, 7 (3): 933-957. 10.5194/bg-7-933-2010
- Penhale, P.A.; Wetzel, R.G., 1983. Structural and functional adaptations of eelgrass (*Zostera marina* L.) to the anaerobic sediment environment. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, 61 (5): 1421-1428
- Penn, C.J.; McGrath, J.M.; Rounds, E.; Fox, G.; Heeren, D., 2012. Trapping Phosphorus in Runoff with a Phosphorus Removal Structure. *Journal of Environmental Quality*, 41 (3): 672-679. 10.2134/jeq2011.0045
- Pereira, A.; Geraldes, P.; Lima-Fernandes, E.; Fernandes, I.; Cassio, F.; Pascoal, C., 2016. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. *Ecological Indicators*, 69: 648-656. 10.1016/j.ecolind.2016.05.017
- Pereira, P.; Pablo, H.d.; Guilherme, S.; Carvalho, S.; Santos, M.A.; Vale, C.; Pacheco, M., 2014. Metal accumulation and oxidative stress responses in *Ulva* spp. in the presence of nocturnal pulses of metals from sediment: A field transplantation experiment under eutrophic conditions. *Marine Environmental Research*, 94: 56-64. 10.1016/j.marenvres.2013.12.005
- Pereira, P.; Pablo, H.d.; Pacheco, M.; Vale, C.; Santos, F., 2008. Co-occurrence of eutrophication and metal contamination in a coastal lagoon (Obidos, Portugal): Environmental monitoring by oxidative stress responses in the macroalgae *Ulva* sp. *Marine Environmental Research*, 66 (1): 199
- Pereira, P.; Pablo, H.d.; Rosa-Santos, F.; Pacheco, M.; Vale, C., 2009. Metal accumulation and oxidative stress in *Ulva* sp. substantiated by response integration into a general stress index. *Aquatic Toxicology*, 91 (4): 336-345. 10.1016/j.aquatox.2008.12.003
- Perez-Llorens, J.L.; Brun, F.G.; Andria, J.; Vergara, J.J., 2004. Seasonal and tidal variability of environmental carbon related physico-chemical variables and inorganic C acquisition in *Gracilariopsis longissima* and *Enteromorpha intestinalis* from Los Torufios salt marsh (Cadiz Bay, Spain). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 304 (2): 183-201. 10.1016/j.jembe.2003.12.003
- Perez-Mayorga, D.M.; Ladah, L.B.; Zertuche-Gonzalez, J.A.; Leichter, J.J.; Filonov, A.B.; Lavin, M.F., 2011. Nitrogen uptake and growth by the opportunistic macroalga *Ulva lactuca* (Linnaeus) during the internal tide. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 406 (1-2): 108-115. 10.1016/j.jembe.2011.05.028
- Perrot, T.; Rossi, N.; Menesguen, A.; Dumas, F., 2014. Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *Journal of Marine Systems*, 132: 38-53. 10.1016/j.jmarsys.2013.12.010
- Perrot, T.; Rossi, N.; Ménesguen, A.; Dumas, F., 2014. Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *Journal of Marine Systems*, 132: 38-53. 10.1016/j.jmarsys.2013.12.010

- Persson, J.; Jonsson, P., 2000. Historical development of laminated sediments - an approach to detect soft sediment ecosystem changes in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2): 122-134. 10.1016/S0025-326X(99)00180-0
- Perus, J.; Bonsdorff, E., 2004. Long-term changes in macrozoobenthos in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 52 (1): 45-56. 10.1016/j.sears.2003.07.004
- Peterjohn, W.T.; Correll, D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed - observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65 (5): 1466-1475. 10.2307/1939127
- Petersen, J.K.; Hasler, B.; Timmermann, K.; Nielsen, P.; Tørring, D.B.; Larsen, M.M.; Holmer, M., 2014. Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 82 (1-2): 137-143. 10.1016/j.marpolbul.2014.03.006
- Petersen, J.K.; Pihl, L., 1995. Responses to hypoxia of plaice, *Pleuronectes platessa*, and dab, *Limanda limanda*, in the south-east Kattegat: distribution and growth. *Environmental Biology of Fishes*, 43 (3): 311-321. 10.1007/bf00005864
- Petersen, R.C., 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27: 295-306.
- Pezeshki, S.R., 2001. Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 46 (3): 299-312. 10.1016/S0098-8472(01)00107-1
- Phillips, D.L.; Gregg, J.W., 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, 136 (2): 261-269. 10.1007/s00442-003-1218-3
- Phillips, E.J.P.; Lovley, D.R., 1987. Determination of Fe(III) and Fe(II) in oxalate extracts of sediment. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (4): 938-941
- Phillips, G.L.; Emlin, D.; Moss, B., 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, 4: 103-126
- Piazza, B.P.; La Peyre, M.K., 2007. Restoration of the annual flood pulse in Breton Sound, Louisiana, USA: habitat change and nekton community response. *Aquatic Biology*, 1 (2): 109-119. 10.3354/ab00013
- Pihl, L.; Isaksson, I.; Wennhage, H., 1995. Bays : effects on the community structure J ' Skagerrak. 29: 349-358
- Pihl, L.; Modin, J.; Wennhage, H., 2005. Relating plaice (*Pleuronectes platessa*) recruitment to deteriorating habitat quality: effects of macroalgal blooms in coastal nursery grounds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (5): 1184-1193. 10.1139/f05-023
- Pilson, M.E.Q., 1985. On the residence time of water in NARRAGANSETT BAY. *Estuaries*, 8 (1): 2-14. 10.2307/1352116
- Pinay, G.; Black, V.J.; Planty-Tabacchi, A.M.; Gumiero, B.; Decamps, H., 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry*, 50 (2): 163-182. 10.1023/a:1006317004639
- Pinay, G.; Decamps, H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers*. Vol.2, 507-516
- Pinay, G.; Peiffer, S.; De Dreuz, J.R.; Krause, S.; Hannah, D.M.; Fleckenstein, J.H.; Sebilo, M.; Bishop, K.; Hubert-Moy, L., 2015. Upscaling Nitrogen Removal Capacity from Local Hotspots to Low Stream Orders' Drainage Basins. *Ecosystems*, 18 (6): 1101-1120. 10.1007/s10021-015-9878-5
- Pinay, G.; Ruffinoni, C.; Fabre, A., 1995. Nitrogen cycling in 2 riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, 30 (1): 9-29. 10.1007/bf02181038
- Pinckney, J.L.; Millie, D.F.; Vinyard, B.T.; Paerl, H.W., 1997. Environmental controls of phytoplankton bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (11): 2491-2501. 10.1139/cjfas-54-11-2491
- Piñón-Gimate, A.; Serviere-Zaragoza, E.; Ochoa-Izaguirre, M.J.; Pérez-Osuna, F., 2008. Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Botanica Marina*, 51 (2). 10.1515/bot.2008.013
- Pinto, U.; Maheshwari, B.L.; Morris, E.C., 2014. Understanding the Relationships among Phytoplankton, Benthic Macroinvertebrates, and Water Quality Variables in Peri-Urban River Systems. *Water Environment Research*, 86 (12): 2279-2293. 10.2175/106143014X13975035526220
- Pires, D.L.M.; Ibelings, B.W.; Brehm, M.; Van Donk, E., 2005. Comparing grazing on lake seston by *Dreissena* and *Daphnia*: Lessons for biomanipulation. *Microbial Ecology*, 50 (2): 242-252. 10.1007/s00248-004-0147-6
- PIRIOU, J.Y.; MENESGUEN, A., 1992. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). In: Colombo, G., ed. *Marine eutrophication and population dynamics*. Fredensborg, Denmark: Olsen & Olsen (International symposium series), 111-115
- Piriou, J.-Y.; MENESGUEN, A.; Salomon, J.-C., 1991. Les marées vertes à ulves: conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*, 19: 117
- Pitois, S.; Jackson, M.H.; Wood, B.J.B., 2000. Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal of Environmental Health Research*, 10 (3): 203-218
- Poertner, H.O., 2010. Oxygen- and capacity-limitation of thermal tolerance: a matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *Journal of Experimental Biology*, 213 (6): 881-893. 10.1242/jeb.037523
- Poertner, H.O.; Knust, R., 2007. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science*, 315 (5808): 95-97. 10.1126/science.1135471
- Poirrier, M.A.; Spalding, E.A.; Franze, C.D., 2009. Lessons Learned from a Decade of Assessment and Restoration Studies of Benthic Invertebrates and Submersed Aquatic Vegetation in Lake Pontchartrain. *Journal of Coastal Research*: 88-100. 10.2112/si54-005.1

- Polte, P.; Schanz, A.; Asmus, H., 2005. The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Marine Biology*, 147 (3): 813-822. 10.1007/s00227-005-1583-z
- Pomeroy, L.R.; D'Elia, C.F.; Schaffner, L.C., 2006. Limits to top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 325: 301-309. 10.3354/meps325301
- Ponsero, A.; Le Mao, P., 2011. Estimation of benthic macrofauna consumption by water birds in the bay of Saint-Brieuc (France). *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 66 (4): 383-397
- Poore, A.G.; Campbell, A.H.; Coleman, R.A.; Edgar, G.J.; Jormalainen, V.; Reynolds, P.L.; Sotka, E.E.; Stachowicz, J.J.; Taylor, R.B.; Vanderklift, M.A.; Duffy, J.E., 2012. Global patterns in the impact of marine herbivores on benthic primary producers. *Ecol Lett*, 15 (8): 912-22. 10.1111/j.1461-0248.2012.01804.x
- Poore, A.G.B.; Campbell, A.H.; Coleman, R.a.; Edgar, G.J.; Jormalainen, V.; Reynolds, P.L.; Sotka, E.E.; Stachowicz, J.J.; Taylor, R.B.; Vanderklift, M.a.; Duffy, J.E., 2012. Global patterns in the impact of marine herbivores on benthic primary producers. *Ecology Letters*, 15 (8): 912-22. 10.1111/j.1461-0248.2012.01804.x
- Post, W.M.; Pastor, J.; Zinke, P.J.; Stangenberger, A.G., 1985. Global patterns of soil-nitrogen storage. *Nature*, 317 (6038): 613-616. 10.1038/317613a0
- Postma, D.; Jakobsen, R., 1996. Redox zonation: Equilibrium constraints on the Fe(III)/SO<sub>4</sub>-reduction interface. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 60 (17): 3169-3175. 10.1016/0016-7037(96)00156-1
- Poudel, D.D.; Lee, T.; Srinivasan, R.; Abbaspour, K.; Jeong, C.Y., 2013. Assessment of seasonal and spatial variation of surface water quality, identification of factors associated with water quality variability, and the modeling of critical nonpoint source pollution areas in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68 (3): 155-171. 10.2489/jswc.68.3.155
- Poulton, S.W.; Canfield, D.E., 2005. Development of a sequential extraction procedure for iron: implications for iron partitioning in continentally derived particulates. *Chemical Geology*, 214 (3-4): 209-221. 10.1016/j.chemgeo.2004.09.003
- Prado, P.; Caiola, N.; Ibanez, C., 2014. Freshwater inflows and seasonal forcing strongly influence macrofaunal assemblages in Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 147: 68-77. 10.1016/j.ecss.2014.06.002
- Pranovi, F.; Da Ponte, F.; Torricelli, P., 2008. Historical changes in the structure and functioning of the benthic community in the lagoon of Venice. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76 (4): 753-764. 10.1016/j.ecss.2007.08.006
- Pregnall, A.M.; Miller, S.L., 1988. Flux of ammonium from surf-zone and nearshore sediments in Nahant Bay, Massachusetts, USA, in relation to free-living *Pilayella littoralis*. *Marine Ecology Progress Series*, 50: 161-167. 10.3354/meps050161
- Psenner, R.; Boström, B.; Dinka, M.; Pettersson, K.; Pucsko, R.; Sager, M., 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv für Hydrobiologie—BeihefteErgebnisse der Limnologie*, 30: 98-110
- Purcell, J.E., 2005. Climate effects on formation of jellyfish and ctenophore blooms: a review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85 (3): 461-476. 10.1017/s0025315405011409
- Purcell, J.E., 2012. Jellyfish and Ctenophore Blooms Coincide with Human Proliferations and Environmental Perturbations. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science, Vol 4*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Marine Science), Vol.4, 209-+. 10.1146/annurev-marine-120709-142751
- Qi, L.; Hu, C.; Xing, Q.; Shang, S., 2016. Long-term trend of *Ulva prolifera* blooms in the western Yellow Sea. *Harmful Algae*, 58: 35-44. 10.1016/j.hal.2016.07.004
- Qin, H.P.; Khu, S.T.; Li, C., 2014. Water exchange effect on eutrophication in landscape water body supplemented by treated wastewater. *Urban Water Journal*, 11 (2): 108-115. 10.1080/1573062x.2012.758294
- Quiblier, C.; Susanna, W.; Isidora, E.-S.; Mark, H.; Aurelie, V.; Jean-François, H., 2013. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria—ecology, toxin production and risk management. *Water Research*, 47 (15): 5464-5479
- Quilliam, R.S.; van Niekerk, M.A.; Chadwick, D.R.; Cross, P.; Hanley, N.; Jones, D.L.; Vinten, A.J.A.; Willby, N.; Oliver, D.M., 2015. Can macrophyte harvesting from eutrophic water close the loop on nutrient loss from agricultural land? *Journal of Environmental Management*, 152: 210-217. 10.1016/j.jenvman.2015.01.046
- Quillien, N.; Nordstrom, M.C.; Guyonnet, B.; Maguer, M.; Le Garrec, V.; Bonsdorff, E.; Grall, J., 2015. Large-scale effects of green tides on macrotidal sandy beaches: Habitat-specific responses of zoobenthos. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 164: 379-391. 10.1016/j.ecss.2015.07.042
- Quillien, N.; Nordström, M.C.; Guyonnet, B.; Maguer, M.; Le Garrec, V.; Bonsdorff, E.; Grall, J., 2015. Large-scale effects of green tides on macrotidal sandy beaches: Habitat-specific responses of zoobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164: 379-391. 10.1016/j.ecss.2015.07.042
- Quillien, N.; Nordstrom, M.C.; Schaal, G.; Bonsdorff, E.; Grall, J., 2016. Opportunistic basal resource simplifies food web structure and functioning of a highly dynamic marine environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477: 92-102. 10.1016/j.jembe.2016.01.010
- Quillien, N.; Nordström, M.C.; Schaal, G.; Bonsdorff, E.; Grall, J., 2016. Opportunistic basal resource simplifies food web structure and functioning of a highly dynamic marine environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477: 92-102. 10.1016/j.jembe.2016.01.010
- Rabalais, N., 2013. Runoff from the Mississippi River and hypoxia in the northern Gulf of Mexico. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*, 245:
- Rabalais, N.N., 2011. Troubled Waters of the Gulf of Mexico. *Oceanography*, 24 (2): 200-211

- Rabalais, N.N., 2015. Human impacts on fisheries across the land-sea interface. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (26): 7892-7893. 10.1073/pnas.1508766112
- Rabalais, N.N.; Cai, W.-J.; Carstensen, J.; Conley, D.J.; Fry, B.; Hu, X.; Quinones-Rivera, Z.; Rosenberg, R.; Slomp, C.P.; Turner, R.E.; Voss, M.; Wissel, B.; Zhang, J., 2014. Eutrophication-Driven Deoxygenation in the Coastal Ocean. *Oceanography*, 27 (1): 172-183
- Rabalais, N.N.; Cai, W.J.; Carstensen, J.; Conley, D.J.; Fry, B.; Hu, X.P.; Quinones-Rivera, Z.; Rosenberg, R.; Slomp, C.P.; Turner, R.E.; Voss, M.; Wissel, B.; Zhang, J., 2014. Eutrophication-Driven Deoxygenation in the Coastal Ocean. *Oceanography*, 27 (1): 172-183
- Rabalais, N.N.; Diaz, R.J.; Levin, L.A.; Turner, R.E.; Gilbert, D.; Zhang, J., 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7 (2): 585-619
- Rabalais, N.N.; Díaz, R.J.; Levin, L.A.; Turner, R.E.; Gilbert, D.; Zhang, J., 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7 (2): 585-619. 10.5194/bg-7-585-2010
- Rabalais, N.N.; Turner, R.E.; Diaz, R.J.; Justic, D., 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (7): 1528-1537. 10.1093/icesjms/fsp047
- Raberg, S.; Berger-Jonsson, R.; Bjorn, A.; Graneli, E.; Kautsky, L., 2005. Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus vesiculosus* recruitment: implications for community composition. *Marine Ecology Progress Series*, 289: 131-139. 10.3354/meps289131
- Rabotyagov, S.S.; Campbell, T.D.; White, M.; Arnold, J.G.; Atwood, J.; Norfleet, M.L.; Kling, C.L.; Gassman, P.W.; Valcu, A.; Richardson, J.; Turner, R.E.; Rabalais, N.N., 2014. Cost-effective targeting of conservation investments to reduce the northern Gulf of Mexico hypoxic zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (52): 18530-18535. 10.1073/pnas.1405837111
- Radach, G., 2000. :!!! i : i. 10 (4): 305-328
- Rafaj, P.; Amann, M.; Siri, J.G., 2014. Factorization of air pollutant emissions: Projections versus observed trends in Europe. *Science of the Total Environment*, 494: 272-282. 10.1016/j.scitotenv.2014.07.013
- Raffaelli, D.G.; Raven, J.A.; Poole, L.J., 1998. Ecological impact of green macroalgal blooms. *Oceanography and Marine Biology* 36: 97-125
- Raine, R.; McDermott, G.; Silke, J.; Lyons, K.; Nolan, G.; Cusack, C., 2010. A simple short range model for the prediction of harmful algal events in the bays of southwestern Ireland. *Journal of Marine Systems*, 83 (3-4): 150-157. 10.1016/j.jmarsys.2010.05.001
- Rasanen, N.H.J.; Kankaala, P.; Akkanen, J.; Tahvanainen, T.; Saarnio, S., 2016. Effects of mire-originated dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus on microbial activity in boreal headwaters. *Inland Waters*, 6 (1): 65-76. 10.5268/iw-6.1.903
- Rasconi, S.; Niquil, N.; Sime-Ngando, T., 2012. Phytoplankton chytridiomycosis: community structure and infectivity of fungal parasites in aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*, 14 (8): 2151-2170
- Rasmussen, J.R.; Olesen, B.; Krause-Jensen, D., 2012. Effects of filamentous macroalgae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. *Aquatic Botany*, 99: 41-48. 10.1016/j.aquabot.2012.01.005
- Ratkevicius, N.; Correa, J.A.; Moenne, A., 2003. Copper accumulation, synthesis of ascorbate and activation of ascorbate peroxidase in *Enteromorpha compressa* (L.) Grev. (Chlorophyta) from heavy metal-enriched environments in northern Chile. *Plant cell and environment*, 26 (10): 1599-1608. 10.1046/j.1365-3040.2003.01073.x
- Rautenberger, R.; Bischof, K., 2006. Impact of temperature on UV-susceptibility of two *Ulva* (Chlorophyta) species from Antarctic and Subantarctic regions. *Polar Biology*, 29 (11): 988-996. 10.1007/s00300-006-0141-6
- Raven, J.A.; Geider, R.J., 1988. Temperature and algal growth. *New Phytologist*, 110 (4): 441-461. doi:10.1111/j.1469-8137.1988.tb00282.x
- Raven, J.A.; Hurd, C.L., 2012. Ecophysiology of photosynthesis in macroalgae. *PHOTOSYNTHESIS RESEARCH*, 113 (1-3): 105-125. 10.1007/s11120-012-9768-z
- Raven, J.A.R.J.G., 2003. Adaptation, acclimation and regulation in algal photosynthesis. In: A. W. D. Larkum, S.E.D., and J. A. Raven, ed. *Photosynthesis in Algae - Advances in Photosynthesis and Respiration*. Kluwer Academic Publishers
- Reddy, K.R.; Delaune, R.D.; Debusk, W.F.; Koch, M.S., 1993. Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Science Society of America Journal*, 57 (4): 1147-1155
- Reddy, K.R.; Diaz, O.A.; Scinto, L.J.; Agami, M., 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the Lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering*, 5 (2-3): 183-207. 10.1016/0925-8574(95)00024-0
- Reddy, K.R.; Kadlec, R.H.; Flaig, E.; Gale, P.M., 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29 (1): 83-146. 10.1080/10643389991259182
- Redfield, A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: Daniel, R.J., ed. *In James Johnstone Memorial Volume* University of Liverpool
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46 (3): 205-221
- Rees, T.A.V., 2003. Safety factors and nutrient uptake by seaweeds. *Marine Ecology Progress Series*, 263: 29-42
- Reguera, B.; Velo-Suarez, L.; Raine, R.; Park, M.G., 2012. Harmful Dinophysis species: A review. *Harmful Algae*, 14: 87-106. 10.1016/j.hal.2011.10.016
- Reid, P.C.; Borges, M.D.; Svendsen, E., 2001. A regime shift in the North Sea circa 1988 linked to changes in the North Sea horse mackerel fishery. *Fisheries Research*, 50 (1-2): 163-171. 10.1016/s0165-7836(00)00249-6
- Reid, P.C.; Lancelot, C.; Gieskes, W.W.C.; Hagmeier, E.; Weichart, G., 1990. PHYTOPLANKTON OF THE NORTH-SEA AND ITS DYNAMICS - A REVIEW. *Netherlands Journal of Sea Research*, 26 (2-4): 295-331. 10.1016/0077-7579(90)90094-w

- Reifel, K.M.; Corcoran, A.A.; Cash, C.; Shipe, R.; Jones, B.H., 2013. Effects of a surfacing effluent plume on a coastal phytoplankton community. *Continental Shelf Research*, 60: 38-50. 10.1016/j.csr.2013.04.012
- Reiffenstein, R.J.; Hulbert, W.C.; Roth, S.H., 1992. Toxicology of hydrogen sulfide. *Annual review of pharmacology and toxicology*, 32: 109–134. 10.1146/annurev.pa.32.040192.000545
- Reissmann, J.H.; Burchard, H.; Feistel, R.; Hagen, E.; Lass, H.U.; Mohrholz, V.; Nausch, G.; Umlauf, L.; Wieczorek, G., 2009. Vertical mixing in the Baltic Sea and consequences for eutrophication - A review. *Progress in Oceanography*, 82 (1): 47-80. 10.1016/j.pocean.2007.10.004
- Reynolds, C.S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press
- Reynolds, C.S., 2007. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. *Hydrobiologia*, 578 (1): 37-45
- Reynolds, C.S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 (5): 417-428
- Reynolds, C.S.; Oliver, R.L.; Walsby, A.E., 1987. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21 (3): 379-390
- Reynolds, P.L.; Richardson, J.P.; Duffy, J.E., 2014. Field experimental evidence that grazers mediate transition between microalgal and seagrass dominance. *Limnology and Oceanography*, 59 (3): 1053-1064. 10.4319/lo.2014.59.3.1053
- Rhoads, D.C., 1974. Organism–sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 12: 263-300
- Riccardi, N.; Solidoro, C., 1996. The influence of environmental variables on *Ulva rigida* C. Ag. growth and production. *Botanica Marina*, 39 (1-6): 27-32
- Richards, R.P.; Baker, D.B., 1993. Trends in nutrient and suspended sediment concentrations in lake erie tributaries, 1975-1990. *Journal of Great Lakes Research*, 19 (2): 200-211. 10.1016/s0380-1330(93)71211-3
- Richardson, A.J.; Bakun, A.; Hays, G.C.; Gibbons, M.J., 2009. The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends Ecol Evol*, 24 (6): 312-22. 10.1016/j.tree.2009.01.010
- Rico, A.; Lanas, P.; Lopez-Gappa, J., 2005. Colonization potential of the genus *Ulva* (Chlorophyta, Ulvales) in Comodoro Rivadavia Harbor (Chubut, Argentina). *Ciencias Marinas*, 31 (4): 719–725
- Riedel, B.; Zuschin, M.; Stachowitsch, M., 2012. Tolerance of benthic macrofauna to hypoxia and anoxia in shallow coastal seas: a realistic scenario. *Marine Ecology Progress Series*, 458: 39-52. 10.3354/meps09724
- Riemann, B.; Carstensen, J.; Dahl, K.; Fossing, H.; Hansen, J.W.; Jakobsen, H.H.; Josefson, A.B.; Krause-Jensen, D.; Markager, S.; Staehr, P.A.; Timmermann, K.; Windolf, J.; Andersen, J.H., 2016. Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries and Coasts*, 39 (1): 82-97. 10.1007/s12237-015-9980-0
- Rigosi, A.; Carey, C.C.; Ibelings, B.W.; Brookes, J.D., 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59 (1): 99-114
- Rivers, J.S.; Peckol, P., 1995. Summer decline of *ulva-lactuca* (chlorophyta) in a eutrophic embayment - interactive effects of temperature and nitrogen availability. *Journal of Phycology*, 31 (2): 223–228. 10.1111/j.0022-3646.1995.00223.x
- Robarts, R.D.; Zohary, T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21 (3): 391-399
- Roberts, D.A.; Nys, R.d., 2016. The effects of feedstock pre-treatment and pyrolysis temperature on the production of biochar from the green seaweed *Ulva*. *Journal of Environmental Management*, 169: 253–260. 10.1016/j.jenvman.2015.12.023
- Roberts, D.G.; McComb, A.J.; Kuo, J., 1984. The structure and continuity of the lacunar system of the seagrass *halophila-ovalis* (r-br) hook-f (hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 18 (4): 377-388. 10.1016/0304-3770(84)90058-5
- Rocha, F.C.; Andrade, E.M.; Lopes, F.B., 2015. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (1). 10.1007/s10661-014-4163-1
- Roelke, D.; Buyukates, Y., 2001. The diversity of harmful algal bloom-triggering mechanisms and the complexity of bloom initiation. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7 (5): 1347-1362
- Roessink, I.; Koelmans, A.A.; Brock, T.C.M., 2008. Interactions between nutrients and organic micro-pollutants in shallow freshwater model ecosystems. *Science of the Total Environment*, 406 (3): 436-442. 10.1016/j.scitotenv.2008.07.051
- Roessink, I.; Moermond, C.T.A.; Gillissen, F.; Koelmans, A.A., 2010. Impacts of manipulated regime shifts in shallow lake model ecosystems on the fate of hydrophobic organic compounds. *Water Research*, 44 (20): 6153-6163
- Rogers, P.J.; Dake, N.; Dussart, G.B.J., 2004. *Ulva* problem in Kent: 1973-2003. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (1-2): 145–146. 10.1016/j.marpolbul.2004.04.013
- Romanelli, M.; Cordisco, C.A.; Giovanardi, O., 2009. The long-term decline of the *Chamelea gallina* L. (Bivalvia: Veneridae) clam fishery in the Adriatic Sea: is a synthesis possible? *Acta Adriatica*, 50 (2): 171-204
- Romano, C.; Widdows, J.; Brinsley, M.D.; Staff, F.J., 2003. Impact of *Enteromorpha intestinalis* mats on near-bed currents and sediment dynamics: flume studies. *Marine Ecology Progress Series*, 256: 63–74. 10.3354/meps256063
- Romero, E.; Le Gendre, R.; Garnier, J.; Billen, G.; Fisson, C.; Silvestre, M.; Riou, P., 2016. Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environmental Science & Policy*, 58: 141-154. 10.1016/j.envsci.2016.01.016
- Ronnberg, C.; Bonsdorff, E., 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*, 514 (1-3): 227-241. 10.1023/B:HYDR.0000019238.84989.7f

- Rosa, R.; Seibel, B.A., 2008. Synergistic effects of climate-related variables suggest future physiological impairment in a top oceanic predator. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (52): 20776-20780. 10.1073/pnas.0806886105
- Rosenberg, C.; Ramus, J., 1982. Ecological growth strategies in the seaweeds *Gracilaria foliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp. (Chlorophyceae): Soluble nitrogen and reserve carbohydrates. *Marine Biology*, 66 (3): 251-259. 10.1007/bf00397030
- Rosenberg, G.; Ramus, J., 1984. Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface-area - volume ratios. *Aquatic Botany*, 19 (1-2): 65-72. 10.1016/0304-3770(84)90008-1
- Rosenberg, R., 1985. Eutrophication—the future marine coastal nuisance? *Marine Pollution Bulletin*, 16 (6): 227-231
- Rosenberg, R.; Blomqvist, M.; H, C.N.; Cederwall, H.; Dimming, A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar Pollut Bull*, 49 (9-10): 728-39. 10.1016/j.marpolbul.2004.05.013
- Rosenblatt, A.E.; Schmitz, O.J., 2014. Interactive effects of multiple climate change variables on trophic interactions: a meta-analysis. *Climate Change Responses*, 1 (1): 8
- Rosenblatt, A.E.; Schmitz, O.J., 2016. Climate Change, Nutrition, and Bottom-Up and Top-Down Food Web Processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (12): 965-975. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.09.009>
- Rothenberger, M.B.; Calomeni, A.J., 2016. Complex interactions between nutrient enrichment and zooplankton in regulating estuarine phytoplankton assemblages: Microcosm experiments informed by an environmental dataset. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 480: 62-73. 10.1016/j.jembe.2016.03.015
- Rothschild, B.J.; Ault, J.S.; Gouletquer, P.; Heral, M., 1994. Decline of the Chesapeake bay oyster population - a century of habitat destruction and overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 111 (1-2): 29-39. 10.3354/meps111029
- Rozan, T.F.; Taillefert, M.; Trouwborst, R.E.; Glazer, B.T.; Ma, S.F.; Herszage, J.; Valdes, L.M.; Price, K.S.; Luther, G.W., 2002. Iron-sulfur-phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms. *Limnology and Oceanography*, 47 (5): 1346-1354
- Runcie, J.W.; Ritchie, R.J.; Larkum, A.W., 2003. Uptake kinetics and assimilation of inorganic nitrogen by *Catenella nipae* and *Ulva lactuca*. *Aquatic Botany*, 76 (2): 155-174. 10.1016/s0304-3770(03)00037-8
- Russell, B.D.; Connell, S.D., 2005. A novel interaction between nutrients and grazers alters relative dominance of marine habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 289: 5-11. 10.3354/meps289005
- Russell, B.D.; Connell, S.D., 2007. Response of grazers to sudden nutrient pulses in oligotrophic versus eutrophic conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 349: 73-80. 10.3354/meps07097
- Ruttenberg, K.C., 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine-sediments. *Limnology and Oceanography*, 37 (7): 1460-1482
- Ruttenberg, K.C.; Berner, R.A., 1993. Authigenic apatite formation and burial in sediments from non-upwelling, continental-margin environments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 57 (5): 991-1007. 10.1016/0016-7037(93)90035-u
- Ruttenberg, K.C.; Goni, M.A., 1997. Depth trends in phosphorus distribution and C:N:P ratios of organic matter in Amazon Fan sediments; indices of organic matter source and burial history. *Proceedings of the Ocean Drilling Program; scientific results, Amazon Fan; covering Leg 155 of the cruises of the drilling vessel JOIDES Resolution, Bridgetown, Barbados, to Bridgetown, Barbados, sites 930-946, 25 March-24 May 1994*, 155: 505
- Ruttenberg, K.C.; Goni, M.A., 1997. Phosphorus distribution, C:N:P ratios, and delta C-13(oc) in arctic, temperate, and tropical coastal sediments: Tools for characterizing bulk sedimentary organic matter. *Marine Geology*, 139 (1-4): 123-145. 10.1016/s0025-3227(96)00107-7
- Ruttenberg, K.C.; Ogawa, N.O.; Tamburini, F.; Briggs, R.A.; Colasacco, N.D.; Joyce, E., 2009. Improved, high-throughput approach for phosphorus speciation in natural sediments via the SEDEX sequential extraction method. *Limnology and Oceanography-Methods*, 7: 319-333
- Rybak, A.; Messyasz, B.; Leska, B., 2012. Bioaccumulation of alkaline soil metals (Ca, Mg) and heavy metals (Cd, Ni, Pb) patterns expressed by freshwater species of *Ulva* (Wielkopolska, Poland). *International Review of Hydrobiology*, 97 (6): 542-555. 10.1002/iroh.201201452
- Rydin, E., 2014. Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 151: 181-185. 10.1016/j.ecss.2014.10.008
- Sabart, M.; Pobel, D.; Briand, E.; Combourieu, B.; Salençon, M.; Humbert, J.-F.; Latour, D., 2010. Spatiotemporal variations in microcystin concentrations and in the proportions of microcystin-producing cells in several *Microcystis aeruginosa* populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (14): 4750-4759
- Sabater, S.; Artigas, J.; Durán, C.; Pardos, M.; Romaní, A.M.; Tornés, E.; Ylla, I., 2008. Longitudinal development of chlorophyll and phytoplankton assemblages in a regulated large river (the Ebro River). *Science of the Total Environment*, 404 (1): 196-206
- Sabater, S.; Artigas, J.; Gaudes, A.; Munoz, I.; Urrea, G.; Romani, A.M., 2011. Long-term moderate nutrient inputs enhance autotrophy in a forested Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 56 (7): 1266-1280
- Sabater, S.; Butturini, A.; Clement, J.C.; Burt, T.; Dowrick, D.; Hefting, M.; Maitre, V.; Pinay, G.; Postolache, C.; Rzepecki, M.; Sabater, F., 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems*, 6 (1): 20-30. 10.1007/s10021-002-0183-8
- Sabater, S.; Guasch, H.; Ricart, M.; Romaní, A.; Vidal, G.; Klünder, C.; Schmitt-Jansen, M., 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387 (4): 1425-1434



- Sagasti, A.; Schaffner, L.C.; Duffy, J.E., 2001. Effects of periodic hypoxia on mortality, feeding and predation in an estuarine epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258 (2): 257-283. 10.1016/s0022-0981(01)00220-9
- Sahraoui, I.; Grami, B.; Bates, S.S.; Bouchouicha, D.; Chikhaoui, M.A.; Mabrouk, H.H.; Hlaili, A.S., 2012. Response of potentially toxic *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) populations and domoic acid to environmental conditions in a eutrophied, SW Mediterranean coastal lagoon (Tunisia). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 102: 95-104. 10.1016/j.ecss.2012.03.018
- Sahu, M.; Gu, R.R., 2009. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering*, 35 (8): 1167-1177. 10.1016/j.ecoleng.2009.03.015
- Salgueiro-Gonzalez, N.; Turnes-Carou, I.; Besada, V.; Muniategui-Lorenzo, S.; Lopez-Mahia, P.; Prada-Rodrigue, D., 2015. Occurrence, distribution and bioaccumulation of endocrine disrupting compounds in water, sediment and biota samples from a European river basin. *Science of the Total Environment*, 529: 121-130. 10.1016/j.scitotenv.2015.05.048
- Salovius, S.; Kraufvelin, P., 2004. The filamentous green alga *Cladophora glomerata* as a habitat for littoral macro-fauna in the northern Baltic Sea. *Ophelia*, 58 (2): 65-78
- Saltzman, J.; Wishner, K.F., 1997. Zooplankton ecology in the eastern tropical Pacific oxygen minimum zone above a seamount: 1. General trends. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 44 (6): 907-930. 10.1016/s0967-0637(97)00007-1
- Saltzman, J.; Wishner, K.F., 1997. Zooplankton ecology in the eastern tropical Pacific oxygen minimum zone above a seamount: 2. Vertical distribution of copepods. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 44 (6): 931-954. 10.1016/s0967-0637(97)00006-x
- Samperio-Ramos, G.; Casiano, J.M.S.; Davila, M.G., 2016. Effect of ocean warming and acidification on the Fe(II) oxidation rate in oligotrophic and eutrophic natural waters. *Biogeochemistry*, 128 (1-2): 19-34. 10.1007/s10533-016-0192-x
- Sandford, R.C.; Bol, R.; Worsfold, P.J., 2010. In situ determination of dissolved organic carbon in freshwaters using a reagentless UV sensor. *Journal of Environmental Monitoring*, 12 (9): 1678-1683. 10.1039/c0em00060d
- Sandin, L.; Johnson, R.K., 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*, 422: 233-243. 10.1023/a:1017082619481
- Sandjensen, K.; Borum, J., 1991. INTERACTIONS AMONG PHYTOPLANKTON, PERIPHYTON, AND MACROPHYTES IN TEMPERATE FRESH-WATERS AND ESTUARIES. *Aquatic Botany*, 41 (1-3): 137-175. 10.1016/0304-3770(91)90042-4
- Sardans, J.; Penuelas, J.; Rivas-Ubach, A., 2011. Ecological metabolomics: overview of current developments and future challenges. *Chemoecology*, 21 (4): 191-225. 10.1007/s00049-011-0083-5
- Sardans, J.; Rivas-Ubach, A.; Penuelas, J., 2012. The C:N:P stoichiometry of organisms and ecosystems in a changing world: A review and perspectives. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 14 (1): 33-47. 10.1016/j.ppees.2011.08.002
- Satoh, Y.; Hama, T., 2013. Stepwise alteration from fluorescent to non-fluorescent chlorophyll derivatives during early diagenesis of phytoplankton in aquatic environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449: 36-44. 10.1016/j.jembe.2013.08.011
- Saunders, D.L.; Kalff, J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 443 (1-3): 205-212. 10.1023/a:1017506914063
- Savci, S., 2012. Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment. In: Dan, Y., ed. *International Conference on Environmental Science and Development*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (APCBEE Procedia), Vol.1, 287-292. 10.1016/j.apcb.2012.03.047
- Sayer, C.D.; Burgess, A.; Kari, K.; Davidson, T.A.; Peglar, S.; Yang, H.D.; Rose, N., 2010. Long-term dynamics of submerged macrophytes and algae in a small and shallow, eutrophic lake: implications for the stability of macrophyte-dominance. *Freshwater Biology*, 55 (3): 565-583. 10.1111/j.1365-2427.2009.02353.x
- Scanlan, C.M.; Foden, J.; Wells, E.; Best, M.A., 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6): 162-171. 10.1016/j.marpolbul.2006.09.017
- Scarlett, A.; Donkin, M.E.; Fileman, T.W.; Donkin, P., 1997. Occurrence of the marine antifouling agent irgarol 1051 within the Plymouth Sound locality: Implications for the green macroalga *Enteromorpha intestinalis*. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (8): 645-651. 10.1016/s0025-326x(96)00187-7
- Scavia, D.; Field, J.C.; Boesch, D.F.; Buddemeier, R.W.; Burkett, V.; Cayan, D.R.; Fogarty, M.; Harwell, M.A.; Howarth, R.W.; Mason, C.; Reed, D.J.; Royer, T.C.; Sallenger, A.H.; Titus, J.G., 2002. Climate change impacts on US coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25 (2): 149-164. 10.1007/bf02691304
- Schapira, M., 2005. *Dynamique spatio-temporelle de Phaeocystis globosa en Manche Orientale: effets de la turbulence et des apports sporadiques en sels nutritifs*. Lille 1,
- Scheffer, M., 1991. Should we expect strange attractors behind plankton dynamics—and if so, should we bother? *Journal of Plankton Research*, 13 (6): 1291-1305
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of shallow lakes*. Springer Science & Business Media
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; de Young, B., 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (11): 579-581. 10.1016/j.tree.2005.08.018
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; Foley, J.A.; Folke, C.; Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413 (6856): 591-596. 10.1038/35098000

- Scheffer, M.; Carpenter, S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (12): 648-656. 10.1016/j.tree.2003.09.002
- Scheffer, M.; Carpenter, S.R.; Lenton, T.M.; Bascompte, J.; Brock, W.; Dakos, V.; Van de Koppel, J.; Van de Leemput, I.A.; Levin, S.A.; Van Nes, E.H., 2012. Anticipating critical transitions. *Science*, 338 (6105): 344-348
- Scheffer, M.; Hosper, S.H.; Meijer, M.L.; Moss, B.; Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8 (8): 275-279. 10.1016/0169-5347(93)90254-m
- Scheffer, M.; Szabo, S.; Gragnani, A.; van Nes, E.H.; Rinaldi, S.; Kautsky, N.; Norberg, J.; Roijackers, R.M.M.; Franken, R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100 (7): 4040-4045. 10.1073/pnas.0737918100
- Schein, A.; Courtenay, S.C.; Crane, C.S.; Teather, K.L.; van den Heuvel, M.R., 2012. The Role of Submerged Aquatic Vegetation in Structuring the Nearshore Fish Community Within an Estuary of the Southern Gulf of St. Lawrence. *Estuaries and Coasts*, 35 (3): 799-810. 10.1007/s12237-011-9466-7
- Schelske, C.L., 2009. Eutrophication: Focus on Phosphorus. *Science*, 324 (5928): 722-722
- Schiavon, M.; Moro, I.; Pilon-Smits, E.A.H.; Matozzo, V.; Malagoli, M.; Dalla Vecchia, F., 2012. Accumulation of selenium in *Ulva* sp and effects on morphology, ultrastructure and antioxidant enzymes and metabolites. *Aquatic Toxicology*, 122: 222-231. 10.1016/j.aquatox.2012.06.014
- Schiewer, U.; Schernewski, G., 2002. Baltic Coastal Ecosystem Dynamics and Integrated Coastal Zone Management.
- Schindler, D.; Armstrong, F.; Holmgren, S.; Brunskill, G., 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 28 (11): 1763-1782
- Schindler, D.W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184: 897-899
- Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195 (4275): 260-262. 10.1126/science.195.4275.260
- Schindler, D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 356-363
- Schindler, D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 279 (1746): 4322-4333. 10.1098/rspb.2012.1032
- Schindler, D.W.; Hecky, R.; Findlay, D.; Stainton, M.; Parker, B.; Paterson, M.; Beaty, K.; Lyng, M.; Kasian, S., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (32): 11254-11258
- Schindler, D.W.; Hecky, R.E., 2009. Eutrophication: More Nitrogen Data Needed. *Science*, 324 (5928): 721-722
- Schindler, D.W.; Hecky, R.E.; Findlay, D.L.; Stainton, M.P.; Parker, B.R.; Paterson, M.J.; Beaty, K.G.; Lyng, M.; Kasian, S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (32): 11254-11258. 10.1073/pnas.0805108105
- Schlesinger, W.H.; Reynolds, J.F.; Cunningham, G.L.; Huenneke, L.F.; Jarrell, W.M.; Virginia, R.A.; Whitford, W.G., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247 (4946): 1043-1048. 10.1126/science.247.4946.1043
- Schmoker, C.; Russo, F.; Drillet, G.; Trottet, A.; Mahjoub, M.S.; Hsiao, S.H.; Larsen, O.; Tun, K.; Calbet, A., 2016. Effects of eutrophication on the planktonic food web dynamics of marine coastal ecosystems: The case study of two tropical inlets. *Marine Environmental Research*, 119: 176-188. 10.1016/j.marenvres.2016.06.005
- Schoelynck, J.; Puijalon, S.; Meire, P.; Struyf, E., 2015. Thigmomorphogenetic responses of an aquatic macrophyte to hydrodynamic stress. *Frontiers in Plant Science*, 6. 10.3389/fpls.2015.00043
- Schories, D.; Anibal, J.; Chapman, A.S.; Herre, E.; Isaksson, I.; Lillebo, A.I.; Pihl, L.; Reise, K.; Sprung, M.; Thiel, M., 2000. Flagging greens: hydrobiid snails as substrata for the development of green algal mats (*Enteromorpha* spp.) on tidal flats of North Atlantic coasts. *Marine Ecology Progress Series*, 199: 127-136. 10.3354/meps199127
- Schramm, W.; Nienhuis, P.H., eds., 1996. *Marine benthic vegetation: Recent changes and the effects of eutrophication*. Ecological studies. Berlin; New York: Springer-Verlag, Pages
- Schröder, V., 1988. Sublittoral erosion of Untersee (Lake Constance, Europe). Late consequences of eutrophication and hydrological phenomenon [German]. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 112 (2): 265-278
- Schuffert, J.D.; Kastner, M.; Emanuele, G.; Jahnke, R.A., 1990. Carbonate-ion substitution in francolite - a new equation. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 54 (8): 2323-2328. 10.1016/0016-7037(90)90058-s
- Schweikert, K.; Burritt, D., 2011. The impact of coumaphos on the antioxidant metabolism in ULVA SP. *European Journal of Phycology*, 46 (1, SI): 155
- Schweikert, K.; Burritt, D.J., 2012. The organophosphate insecticide Coumaphos induces oxidative stress and increases antioxidant and detoxification defences in the green macroalgae *Ulva pertusa*. *Aquatic Toxicology*, 122: 86-92. 10.1016/j.aquatox.2012.05.003
- Scully, M.E., 2016. Mixing of dissolved oxygen in Chesapeake Bay driven by the interaction between wind-driven circulation and estuarine bathymetry. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 121 (8): 5639-5654. 10.1002/2016jc011924
- Scully, M.E., 2016. The contribution of physical processes to inter-annual variations of hypoxia in Chesapeake Bay: A 30-yr modeling study. *Limnology and Oceanography*, 61 (6): 2243-2260. 10.1002/lno.10372
- Sea, W., 1996. Recent changes in the contributions of river rhine and north sea to the eutrophication of the western dutch wadden sea. 30 (1): 27-39

- Sebastian, P.; Stibor, H.; Berger, S.; Diehl, S., 2012. Effects of water temperature and mixed layer depth on zooplankton body size. *Marine Biology*, 159 (11): 2431-2440. 10.1007/s00227-012-1931-8
- Seitz, R.D.; Wennhage, H.; Bergström, U.; Lipcius, R.N.; Ysebaert, T., 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, (71): 648-665. 10.1093/icesjms/fst152
- Seitzinger, S.; Harrison, J.A.; Bohlke, J.K.; Bouwman, A.F.; Lowrance, R.; Peterson, B.; Tobias, C.; Van Drecht, G., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications*, 16 (6): 2064-2090. 10.1890/1051-0761(2006)016[2064:dalawa]2.0.co;2
- Sekino, T.; Genkai-Kato, M.; Kawabata, Z.; Melnik, N.G.; Logacheva, N.P.; Belykh, O.I.; Obolkina, L.A.; Bondarenko, N.A.; Khodzher, T.V.; Gorlmnova, L.A.; Tanichev, A.I.; Yoshida, T.; Kagami, M.; Gurung, T.B.; Urabe, J.; Higashi, M.; Nakanishi, M., 2007. Role of phytoplankton size distribution in lake ecosystems revealed by a comparison of whole plankton community structure between Lake Baikal and Lake Biwa. *Limnology*, 8 (3): 227-232. 10.1007/s10201-007-0218-0
- Sengco, M.R.; Li, A.S.; Tugend, K.; Kulis, D.; Anderson, D.M., 2001. Removal of red- and brown-tide cells using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferens*. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 41-53. 10.3354/meps210041
- Seo, A.; Lee, K.; Kim, B.; Choung, Y., 2014. Classifying plant species indicators of eutrophication in Korean lakes. *Paddy and Water Environment*, 12: S29-S40. 10.1007/s10333-014-0437-z
- Sfriso, A., 1995. Temporal and spatial responses of growth of *Ulva rigida* CAg to environmental and tissue concentrations of nutrients in the lagoon of Venice. *Botanica Marina*, 38 (6): 557-573. 10.1515/botm.1995.38.1-6.557
- Sfriso, A.; Pavoni, B.; Marcomini, A.; Orio, A.A., 1992. Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the Lagoon of Venice. *Estuaries*, 15 (4): 517-528. 10.2307/1352394
- Sharpley, A.N.; Bergstrom, L.; Aronsson, H.; Bechmann, M.; Bolster, C.H.; Borling, K.; Djodjic, F.; Jarvie, H.P.; Schoumans, O.F.; Stamm, C.; Tonderski, K.S.; Ulen, B.; Uusitalo, R.; Withers, P.J.A., 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio*, 44: S163-S179. 10.1007/s13280-014-0612-x
- Sharpley, A.N.; Kleinman, P.J.A.; Jordan, P.; Bergstrom, L.; Allen, A.L., 2009. Evaluating the Success of Phosphorus Management from Field to Watershed. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1981-1988. 10.2134/jeq2008.0056
- Sharpley, A.N.; Kleinman, P.J.A.; McDowell, R.W.; Gitau, M.; Bryant, R.B., 2002. Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6): 425-439
- Shatwell, T.; Adrian, R.; Kirillin, G., 2016. Planktonic events may cause polymictic-dimictic regime shifts in temperate lakes. *Sci Rep*, 6: 24361. 10.1038/srep24361
- Shaviv, A.; Mikkelsen, R.L., 1993. Controlled-release fertilizers to increase efficiency of nutrient use and minimize environmental degradation - a review. *Fertilizer Research*, 35 (1-2): 1-12. 10.1007/bf00750215
- Shi, W.; Wang, M., 2009. Green macroalgae blooms in the Yellow Sea during the spring and summer of 2008. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 114. 10.1029/2009jc005513
- Shi, W.Q.; Tan, W.Q.; Wang, L.J.; Pan, G., 2016. Removal of *Microcystis aeruginosa* using cationic starch modified soils. *Water Research*, 97: 19-25. 10.1016/j.watres.2015.06.029
- Shi, Z.; Huang, X.P.; Zhang, X.; Ye, F.; Liang, X.M.; Ni, Z.X.; Cai, W.X., 2014. A 2011 drought event affecting distribution of nutrients and chlorophyll in the Zhujiang River estuary. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 32 (2): 433-443. 10.1007/s00343-014-3074-x
- Short, F.T.; Kosten, S.; Morgan, P.A.; Malone, S.; Moore, G.E., 2016. Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants. *Aquatic Botany*, 135: 3-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.06.006>
- Short, F.T.; Neckles, H.A., 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63 (3-4): 169-196. 10.1016/s0304-3770(98)00117-x
- Short, F.T.; Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23 (1): 17-27
- Siegel, D.; Doney, S.; Yoder, J., 2002. The North Atlantic spring phytoplankton bloom and Sverdrup's critical depth hypothesis. *Science*, 296 (5568): 730-733
- Simionato, C.G.; Clara Tejedor, M.L.; Campetella, C.; Guerrero, R.; Moreira, D., 2010. Patterns of sea surface temperature variability on seasonal to sub-annual scales at and offshore the Rio de la Plata estuary. *Continental Shelf Research*, 30 (19): 1983-1997. 10.1016/j.csr.2010.09.012
- Simmons, J.A., 2012. Toxicity of major cations and anions (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) to a macrophyte and an alga. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (6): 1370-1374. 10.1002/etc.1819
- Sinha, E.; Michalak, A.; Balaji, V., 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 357 (6349): 405-408
- Sliwinska-Wilczewska, S.; Pniewski, F.; Latala, A., 2016. Allelopathic activity of the picocyanobacterium *Synechococcus* sp under varied light, temperature, and salinity conditions. *International Review of Hydrobiology*, 101 (1-2): 69-77. 10.1002/iroh.201501819
- Slomp, C.P.; Epping, E.H.G.; Helder, W.; VanRaaphorst, W., 1996. A key role for iron-bound phosphorus in authigenic apatite formation in North Atlantic continental platform sediments. *Journal of Marine Research*, 54 (6): 1179-1205. 10.1357/0022240963213745
- Slomp, C.P.; VanderGaast, S.J.; VanRaaphorst, W., 1996. Phosphorus binding by poorly crystalline iron oxides in North Sea sediments. *Marine Chemistry*, 52 (1): 55-73. 10.1016/0304-4203(95)00078-x

- Slomp, C.P.; Vanraaphorst, W., 1993. Phosphate adsorption in oxidized marine-sediments. *Chemical Geology*, 107 (3-4): 477-480. 10.1016/0009-2541(93)90235-b
- Smayda, T.J., 1997. Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42 (5): 1137-1153
- Smayda, T.J., 2008. Complexity in the eutrophication-harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*, 8 (1): 140-151. 10.1016/j.hal.2008.08.018
- Smayda, T.J., 2008. Complexity in the eutrophication-harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*, 8 (1): 140-151. 10.1016/j.hal.2008.08.018
- Smetacek, V.; Zingone, A., 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504 (7478): 84-88. 10.1038/nature12860
- Smida, D.B.; Sahraoui, I.; Mabrouk, H.H.; Hlaili, A.S., 2012. Seasonal dynamics of genus *Alexandrium* (potentially toxic dinoflagellate) in the lagoon of Bizerte (North of Tunisia) and controls by the abiotic factors. *Comptes Rendus Biologies*, 335 (6): 406-416. 10.1016/j.crv.2012.04.007
- Smil, V., 2001. *Enriching the earth : Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. Cambridge, Mass.: MIT Press
- Smith, A.J.; Bode, R.W.; Kleppel, G.S., 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 7 (2): 371-386. 10.1016/j.ecolind.2006.03.001
- Smith, I.; Schallenberg, M., 2013. Occurrence of the agricultural nitrification inhibitor, dicyandiamide, in surface waters and its effects on nitrogen dynamics in an experimental aquatic system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164: 23-31. 10.1016/j.agee.2012.09.002
- Smith, S.D.P., 2014. The roles of nitrogen and phosphorus in regulating the dominance of floating and submerged aquatic plants in a field mesocosm experiment. *Aquatic Botany*, 112: 1-9. 10.1016/j.aquabot.2013.07.001
- Smith, S.L.; Yamanaka, Y., 2007. Optimization-based model of multnutrient uptake kinetics. *Limnology and Oceanography*, 52 (4): 1545-1558
- Smith, V.H., 1992. Effects of nitrogen - phosphorus supply ratios on nitrogen-fixation in agricultural and pastoral ecosystems. *Biogeochemistry*, 18 (1): 19-35. 10.1007/bf00000424
- Smith, V.H., 1998. *Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters*. New York: Springer (*Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*)
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139. 10.1065/espr2002.12.142
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139
- Smith, V.H.; Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol Evol*, 24 (4): 201-7. 10.1016/j.tree.2008.11.009
- Smith, V.H.; Tilman, G.D.; Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100 (1-3): 179-196. 10.1016/s0269-7491(99)00091-3
- Smith, V.H.; Wood, S.A.; McBride, C.G.; Atalah, J.; Hamilton, D.P.; Abell, J., 2016. Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua, New Zealand. *Inland Waters*, 6 (2): 273-283. 10.5268/iw-6.2.998
- Smits, A.J.M.; Vanavesaath, P.H.; Vandervelde, G., 1990. Germination requirements and seed banks of some Nymphaeoid macrophytes - *Nymphaea alba* L. *Nuphar lutea* (L.) SM and *Nymphaeoides peltata* (Gmel) O Kuntze. *Freshwater Biology*, 24 (2): 315-326. 10.1111/j.1365-2427.1990.tb00712.x
- Smolders, A.J.P.; Lamers, L.P.M.; den Hartog, C.; Roelofs, J.G.M., 2003. Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia*, 506 (1-3): 603-610. 10.1023/B:HYDR.0000008551.56661.8e
- Smolders, A.J.P.; Lamers, L.P.M.; Lucassen, E.; Van der Velde, G.; Roelofs, J.G.M., 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology*, 22 (2): 93-111. 10.1080/02757540600579730
- Soes, 2014. *L'environnement en France. ÉDITION 2014.*: Ministère de l'Écologie du Développement durable et de l'Énergie, 384.
- Soetaert, K.; Middelburg, J.J., 2009. Modeling eutrophication and oligotrophication of shallow-water marine systems: the importance of sediments under stratified and well-mixed conditions. *Hydrobiologia*, 629 (1): 239-254. 10.1007/s10750-009-9777-x
- Soetaert, K.; Rijnswijk, P.V., 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. 97 (1988): 47-59
- Sogard, S.M., 1992. Variability in growth rates of juvenile fishes in different estuarine habitats. *Marine Ecology - Progress Series*, (85): 35-53
- Sohlenius, G.; Emeis, K.C.; Andren, E.; Andren, T.; Kohly, A., 2001. Development of anoxia during the Holocene fresh-brackish water transition in the Baltic Sea. *Marine Geology*, 177 (3-4): 221-242. 10.1016/s0025-3227(01)00174-8
- Solidoro, C.; Brando, V.E.; Dejak, C.; Franco, D.; Pastres, R.; Pecelik, G., 1997. Long term simulations of population dynamics of *Ulva* r. in the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 102 (2-3): 259-272. 10.1016/s0304-3800(97)00060-4
- Somero, G.N., 2012. The Physiology of Global Change: Linking Patterns to Mechanisms. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science, Vol 4.* (Annual Review of Marine Science), Vol.4, 39-61. 10.1146/annurev-marine-120710-100935

- Sommer, U., 1984. The paradox of the plankton: Fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. *Limnology and Oceanography*, 29 (3): 633-636
- Sommer, U.; Adrian, R.; De Senerpont Domis, L.; Elser, J.J.; Gaedke, U.; Ibelings, B.; Jeppesen, E.; Lüring, M.; Molinero, J.C.; Mooij, W.M., 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43: 429-448
- Sommer, U.; Adrian, R.; Domis, L.D.; Elser, J.J.; Gaedke, U.; Ibelings, B.; Jeppesen, E.; Lüring, M.; Molinero, J.C.; Mooij, W.M.; van Donk, E.; Winder, M., 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms driving plankton succession. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 43. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), Vol.43, 429-448. 10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251
- Sommer, U.; Gliwicz, Z.M.; Lampert, W.; Duncan, A., 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol*, 106 (4): 433-471
- Sommer, U.; Lengfellner, K., 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology*, 14 (6): 1199-1208
- Sondergaard, M.; Larsen, S.E.; Jorgensen, T.B.; Jeppesen, E., 2011. Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, 11 (5): 1403-1412. 10.1016/j.ecolind.2011.03.002
- Soranno, P.A.; Cheruvilil, K.S.; Stevenson, R.J.; Rollins, S.L.; Holden, S.W.; Heaton, S.; Torng, E., 2008. A framework for developing ecosystem-specific nutrient criteria: Integrating biological thresholds with predictive modeling. *Limnology and Oceanography*, 53 (2): 773-787. 10.4319/lo.2008.53.2.0773
- Souchu, P.; Oger-Jeanneret, H.; Lassus, P.; Sechet, V.; Le Magueresse, A.; Le Bihan, V., 2013. *Dinophag. Programme de recherche sur Dinophysis dans les eaux littorales des Pays de la Loire*.
- Souchu, P.; Vaquer, A.; Collos, Y.; Landrein, S.; Deslous-Paoli, J.M.; Bibent, B., 2001. Influence of shellfish farming activities on the biogeochemical composition of the water column in Thau lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 218: 141-152. 10.3354/meps218141
- Soulsby, P.G.; Lowthion, D.; Houston, M., 1982. Effects of macroalgal mats on the ecology of intertidal mudflats. *Marine Pollution Bulletin*, 13 (5): 162-166. 10.1016/0025-326x(82)90087-x
- Sousa, A.I.; Martins, I.; Lillebo, A.I.; Flindt, M.R.; Pardal, M.A., 2007. Influence of salinity, nutrients and light on the germination and growth of *Enteromorpha* sp spores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341 (1): 142-150. 10.1016/j.jembe.2006.09.020
- Souty-Grosset, C.; Anastacio, P.M.; Aquiloni, L.; Banha, F.; Choquer, J.; Chucholl, C.; Tricarico, E., 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58: 78-93. 10.1016/j.limno.2016.03.003
- Spatharis, S.; Roelke, D.L.; Dimitrakopoulos, P.G.; Kokkoris, G.D., 2011. Analyzing the (mis)behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. *Ecological Indicators*, 11 (2): 697-703. 10.1016/j.ecolind.2010.09.009
- Spatharis, S.; Tsiartsis, G.; Danielidis, D.B.; Chi, T.D.; Mouillot, D., 2007. Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73 (3-4): 807-815. 10.1016/j.ecss.2007.03.016
- Spears, B.M.; Lüring, M.; Yasseri, S.; Castro-Castellon, A.T.; Gibbs, M.; Meis, S.; McDonald, C.; McIntosh, J.; Sleep, D.; Van Oosterhout, F., 2013. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock (R)) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Research*, 47 (15): 5930-5942. 10.1016/j.watres.2013.07.016
- Spears, B.M.; Mackay, E.B.; Yasseri, S.; Gunn, L.D.M.; Waters, K.E.; Andrews, C.; Cole, S.; De Ville, M.; Kelly, A.; Meis, S.; Moore, A.L.; Nurnberg, G.K.; van Oosterhout, F.; Pitt, J.A.; Madgwick, G.; Woods, H.J.; Lüring, M., 2016. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock (R)). *Water Research*, 97: 111-121. 10.1016/j.watres.2015.08.020
- Spierenburg, P.; Lucassen, E.C.H.E.T.; Lotter, A.F.; Roelofs, J.G.M., 2009. Could rising aquatic carbon dioxide concentrations favour the invasion of elodeids in isoetid-dominated softwater lakes? *Freshwater Biology*, 54 (9): 1819-1831
- Stadmark, J.; Conley, D.J., 2011. Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (7): 1385-1388. 10.1016/j.marpolbul.2011.05.001
- Staehr, P.A.; Testa, J.M.; Kemp, W.M.; Cole, J.J.; Sand-Jensen, K.; Smith, S.V., 2012. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 74 (1): 15-29. 10.1007/s00027-011-0199-2
- Stauffer, B.A.; Gellene, A.G.; Schnetzer, A.; Seubert, E.L.; Oberg, C.; Sukhatme, G.S.; Caron, D.A., 2012. An oceanographic, meteorological, and biological 'perfect storm' yields a massive fish kill. *Marine Ecology Progress Series*, 468: 231-243. 10.3354/meps09927
- Steen, H., 2004. Interspecific competition between *Enteromorpha* (Ulvales: Chlorophyceae) and *Fucus* (Fucales : Phaeophyceae) germlings: effects of nutrient concentration, temperature, and settlement density. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 89-101. 10.3354/meps278089
- Steffen, M.M.; Belisle, B.S.; Watson, S.B.; Boyer, G.L.; Wilhelm, S.W., 2014. Status, causes and controls of cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 40 (2): 215-225. 10.1016/j.jglr.2013.12.012
- Steffensen, D.A., 2008. Economic cost of cyanobacterial blooms. *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs*. Springer, 855-865

- Steinbach, P., 2001. Situation and restoration of amphyhalin migratory fishes in the Loire basin. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*, (357-60): 263-276
- Steinman, A.D.; Rosen, B.H., 2000. Lotic-lentic linkages associated with Lake Okeechobee, Florida. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (4): 733-741. 10.2307/1468130
- Sterner, R.W., 1990. The ratio of nitrogen to phosphorus resupplied by herbivores: Zooplankton and the algal competitive arena. *The American Naturalist*, 136 (2): 209-229
- Sterner, R.W.; Elser, J.J., 2002. *Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press
- Stewart, J.W.B.; Tiessen, H., 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4 (1): 41-60. 10.1007/bf02187361
- Stillman, J.H., 2003. Acclimation capacity underlies susceptibility to climate change. *Science*, 301 (5629): 65-65. 10.1126/science.1083073
- Stimson, J.; Conklin, E., 2008. Potential reversal of a phase shift: the rapid decrease in the cover of the invasive green macroalga *Dictyosphaeria cavernosa* Forsskål on coral reefs in Kāneʻohe Bay, Oahu, Hawaiʻi. *Coral Reefs*, 27 (4): 717-726. 10.1007/s00338-008-0409-0
- Stoddard, J.L.; Van Sickle, J.; Herlihy, A.T.; Brahney, J.; Paulsen, S.; Peck, D.V.; Mitchell, R.; Pollard, A.I., 2016. Continental-Scale Increase in Lake and Stream Phosphorus: Are Oligotrophic Systems Disappearing in the United States? *Environmental Science & Technology*, 50 (7): 3409-3415. 10.1021/acs.est.5b05950
- Stomp, M., 2008. *Colourful coexistence: a new solution to the plankton paradox*. Amsterdam
- Stomp, M.; van Dijk, M.A.; van Overzee, H.M.; Wortel, M.T.; Sigon, C.A.; Egas, M.; Hoogveld, H.; Gons, H.J.; Huisman, J., 2008. The timescale of phenotypic plasticity and its impact on competition in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 172 (5): E169-E185
- Stone, B.L.; White, A.K., 2012. Most probable number quantification of hypophosphite and phosphite oxidizing bacteria in natural aquatic and terrestrial environments. *Archives of Microbiology*, 194 (3): 223-228. 10.1007/s00203-011-0775-9
- Stow, C.A.; Qian, S.S.; Craig, J.K., 2005. Declining threshold for hypoxia in the Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 39 (3): 716-723. 10.1021/es049412o
- Stramma, L.; Johnson, G.C.; Sprintall, J.; Mohrholz, V., 2008. Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *Science*, 320 (5876): 655-658. 10.1126/science.1153847
- Straub, C.; Quillardet, P.; Vergalli, J.; De Marsac, N.T.; Humbert, J.-F., 2011. A day in the life of *Microcystis aeruginosa* strain PCC 7806 as revealed by a transcriptomic analysis. *Plos One*, 6 (1): e16208
- Strayer, D.L.; Beighley, R.E.; Thompson, L.C.; Brooks, S.; Nilsson, C.; Pinay, G.; Naiman, R.J., 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: Roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6 (5): 407-423. 10.1007/s10021-002-0170-0
- Strayer, D.L.; Cid, N.; Malcom, H.M., 2011. Long-term changes in a population of an invasive bivalve and its effects. *Oecologia*, 165 (4): 1063-1072
- Strayer, D.L.; Cole, J.J.; Findlay, S.E.G.; Fischer, D.T.; Gephart, J.A.; Malcom, H.M.; Pace, M.L.; Rosi-Marshall, E.J., 2014. Decadal-Scale Change in a Large-River Ecosystem. *Bioscience*, 64 (6): 496-510. 10.1093/biosci/biu061
- Strayer, D.L.; Pace, M.L.; Caraco, N.F.; Cole, J.J.; Findlay, S.E.G., 2008. Hydrology and grazing jointly control a large-river food web. *Ecology*, 89 (1): 12-18. 10.1890/07-0979.1
- Strezov, A.S.; Nonova, T.P., 2005. Comparative analysis of heavy metal and radionuclide contaminants in Black Sea green and red macroalgae. *Water Science and Technology*, 51 (11): 1-8
- Strous, M.; Jetten, M.S.M., 2004. Anaerobic oxidation of methane and ammonium. *Annual Review of Microbiology*, 58: 99-117. 10.1146/annurev.micro.58.030603.123605
- Strous, M.; Kuenen, J.G.; Jetten, M.S.M., 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (7): 3248-3250
- Struyf, E.; Bal, K.D.; Backx, H.; Vrebos, D.; Casteleyn, A.; De Deckere, E.; Schoelynck, J.; Brendonck, L.; Raitt, L.M.; Meire, P., 2012. Nitrogen, phosphorus and silicon in riparian ecosystems along the Berg River (South Africa): The effect of increasing human land use. *Water Sa*, 38 (4): 597-606. 10.4314/wsa.v38i4.15
- Struyf, E.; Van Damme, S.; Meire, P., 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60 (4): 649-661. 10.1016/j.ecss.2004.03.004
- Stuhldreier, I.; Bastian, P.; Schonig, E.; Wild, C., 2015. Effects of simulated eutrophication and overfishing on algae and invertebrate settlement in a coral reef of Koh Phangan, Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1-2): 35-44. 10.1016/j.marpolbul.2015.01.007
- Stumm, W.; Sulzberger, B., 1992. The cycling of iron in natural environments - considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 56 (8): 3233-3257. 10.1016/0016-7037(92)90301-x
- Suddick, E.C.; Davidson, E.A., 2012. *The Role of Nitrogen in Climate Change and the Impacts of Nitrogen-Climate Interactions on Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Agriculture, and Human Health in the United States*: North American Nitrogen Center of the International Nitrogen Initiative (NANC-INI), Woods Hole Research Center, 149 Woods Hole Road, Falmouth, MA, 02540-1644 USA, Technical Report Submitted to the US National Climate Assessment., 212.
- Sueyoshi, M.; Ishiyama, N.; Nakamura, F., 2016. beta-diversity decline of aquatic insects at the microhabitat scale associated with agricultural land use. *Landscape and Ecological Engineering*, 12 (2): 187-196. 10.1007/s11355-015-0283-1

- Sugimoto, K.; Hiraoka, K.; Ohta, S.; Niimura, Y.; Terawaki, T.; Okada, M., 2007. Effects of ulvoid (*Ulva* spp.) accumulation on the structure and function of eelgrass (*Zostera marina* L.) bed. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (10): 1582–1585. 10.1016/j.marpolbul.2007.06.008
- Suikkanen, S.; Pulina, S.; Engstrom-Ost, J.; Lehtiniemi, M.; Lehtinen, S.; Brutemark, A., 2013. Climate Change and Eutrophication Induced Shifts in Northern Summer Plankton Communities. *Plos One*, 8 (6): 10. 10.1371/journal.pone.0066475
- Sumagaysay-Chavoso, N.S.; San Diego-McGlone, M.L.; David, L.T., 2004. Environmental capacity of receiving water as basis for regulating intensity of milkfish (*Chanos chanos* Forsskal) culture. *Journal of Applied Ichthyology*, 20 (6): 476-487. 10.1111/j.1439-0426.2004.00577.x
- Summers, R.N.; Guise, N.R.; Smirk, D.D.; Summers, K.J., 1996. Bauxite residue (red mud) improves pasture growth on sandy soils in Western Australia. *Australian Journal of Soil Research*, 34 (4): 569-581. 10.1071/sr9960569
- Sun, J.; Ji, X.W.; Zhang, R.; Huang, Y.; Liang, Y.; Du, J.H.; Xie, X.C.; Li, A.M., 2016. Endocrine disrupting compounds reduction and water quality improvement in reclaimed municipal wastewater: A field-scale study along Jialu River in North China. *Chemosphere*, 157: 232-240. 10.1016/j.chemosphere.2016.05.025
- Sun, K.-M.; Li, R.; Li, Y.; Xin, M.; Xiao, J.; Wang, Z.; Tang, X.; Pang, M., 2015. Responses of *Ulva prolifera* to short-term nutrient enrichment under light and dark conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 163 (A, SI): 56–62. 10.1016/j.ecss.2015.03.018
- Sun, L.P.; Liu, Y.; Jin, H., 2009. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna. *Ecological Engineering*, 35 (1): 135-140. 10.1016/j.ecoleng.2008.09.016
- Sun, M.Y.; Aller, R.C.; Lee, C.; Wakeham, S.G., 2002. Effects of oxygen and redox oscillation on degradation of cell-associated lipids in surficial marine sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 66 (11): 2003-2012. 10.1016/s0016-7037(02)00830-x
- Sun, S.P.; Nacher, C.P.I.; Merkey, B.; Zhou, Q.; Xia, S.Q.; Yang, D.H.; Sun, J.H.; Smets, B.F., 2010. Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C/N Ratios: A Review. *Environmental Engineering Science*, 27 (2): 111-126. 10.1089/ees.2009.0100
- Sun, Y.J.; Huang, T.L.; Li, X.P., 2008. *A review of factors affecting P release from aquatic sediments and controlling techniques*. Xi An: Shaanxi Sci & Tech Publ House (*Advances in Chemical Technologies for Water and Wastewater Treatment*)
- Sundback, K.; Petersen, D.G.; Dahllof, I.; Larson, F., 2007. Combined nutrient-toxicant effects on a shallow-water marine sediment system: sensitivity and resilience of ecosystem functions. *Marine Ecology Progress Series*, 330: 13-30. 10.3354/meps330013
- Sundby, B.; Gobeil, C.; Silverberg, N.; Mucci, A., 1992. The phosphorus cycle in coastal marine-sediments. *Limnology and Oceanography*, 37 (6): 1129-1145
- Sundby, B.; Vale, C.; Cacador, I.; Catarino, F.; Madureira, M.J.; Caetano, M., 1998. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants: Mechanism and rate of formation. *Limnology and Oceanography*, 43 (2): 245-252
- Sundermann, A.; Leps, M.; Leisner, S.; Haase, P., 2015. Taxon-specific physico-chemical change points for stream benthic invertebrates. *Ecological Indicators*, 57: 314-323. 10.1016/j.ecolind.2015.04.043
- Sung, K.; Lee, G.J.; Munster, C., 2015. Effects of *Eichhornia crassipes* and *Ceratophyllum demersum* on Soil and Water Environments and Nutrient Removal in Wetland Microcosms. *International Journal of Phytoremediation*, 17 (10): 936-944. 10.1080/15226514.2014.1003791
- Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; Van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press
- Tabacchi, E.; Correll, D.L.; Hauer, R.; Pinay, G.; Planty-Tabacchi, A.M.; Wissmar, R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40 (3): 497-516. 10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x
- Tacon, A.G.J.; Forster, I.P., 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquaculture*, 226 (1-4): 181-189. 10.1016/s0044-8486(03)00476-9
- Tankere, S.P.C.; Bourne, D.G.; Muller, F.L.L.; Torsvik, V., 2002. Microenvironments and microbial community structure in sediments. *Environmental Microbiology*, 4 (2): 97-105. 10.1046/j.1462-2920.2002.00274.x
- Taranu, Z.E.; Gregory-Eaves, I.; Leavitt, P.R.; Bunting, L.; Buchaca, T.; Catalan, J.; Domaizon, I.; Guilizzoni, P.; Lami, A.; McGowan, S.; Moorhouse, H.; Morabito, G.; Pick, F.R.; Stevenson, M.A.; Thompson, P.L.; Vinebrooke, R.D., 2015. Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecol Lett*, 18 (4): 375-84. 10.1111/ele.12420
- Taylor, M.W.; Rees, T.A.V., 1999. Kinetics of ammonium assimilation in two seaweeds, *Enteromorpha* sp (Chlorophyceae) and *Osmundaria colensoi* (Rhodophyceae). *Journal of Phycology*, 35 (4): 740–746. 10.1046/j.1529-8817.1999.3540740.x
- Taylor, R.; Fletcher, R.L.; Raven, J.A., 2001. 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 (4): 327–336
- Teichberg, M.; Fox, S.E.; Olsen, Y.S.; Valiela, I.; Martinetto, P.; Iribarne, O.; Muto, E.Y.; Petti, M.A.V.; Corbisier, T.N.; Soto-Jimenez, M.; Paez-Osuna, F.; Castro, P.; Freitas, H.; Zitelli, A.; Cardinaletti, M.; Tagliapietra, D., 2010. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*, 16 (9): 2624–2637. 10.1111/j.1365-2486.2009.02108.x
- Teichberg, M.; Fox, S.E.; Olsen, Y.S.; Valiela, I.; Martinetto, P.; Iribarne, O.; Muto, E.Y.; Petti, M.A.V.; Corbisier, T.S.N.; Soto-Jimenez, M.N.; Paez-Osuna, F.; Castro, P.; Freitas, H.; Zitelli, A.; Cardinaletti, M.; Tagliapietra, D., 2009.



- Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*: no-no. 10.1111/j.1365-2486.2009.02108.x
- Telesh, I.V., 2004. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (3): 206-219. 10.1016/j.marpolbul.2004.02.009
- Terrados, J.; Williams, S.L., 1997. Leaf versus root nitrogen uptake by the surfgrass *Phyllospadix torreyi*. *Marine Ecology Progress Series*, 149 (1-3): 267-277. 10.3354/meps149267
- Tesoriero, A.J.; Liebscher, H.; Cox, S.E., 2000. Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: Electron and mass balance along groundwater flow paths. *Water Resources Research*, 36 (6): 1545-1559. 10.1029/2000wr900035
- Testa, J.M.; Kemp, W.M., 2012. Hypoxia-induced shifts in nitrogen and phosphorus cycling in Chesapeake Bay. *Limnology and Oceanography*, 57 (3): 835-850. 10.4319/lo.2012.57.3.0835
- Tetard, S.; Feunteun, E.; Bultel, E.; Gadais, R.; Begout, M.L.; Trancart, T.; Lasne, E., 2016. Poor oxic conditions in a large estuary reduce connectivity from marine to freshwater habitats of a diadromous fish. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 169: 216-226. 10.1016/j.ecss.2015.12.010
- Tett, P.; Carreira, C.; Mills, D.K.; van Leeuwen, S.; Foden, J.; Bresnan, E.; Gowen, R.J., 2008. Use of a Phytoplankton Community Index to assess the health of coastal waters. *Ices Journal of Marine Science*, 65 (8): 1475-1482. 10.1093/icesjms/fsn161
- Teufel, B.; Weigelhofer, G.; Fuchsberger, J.; Hein, T., 2013. Effects of hydromorphology and riparian vegetation on the sediment quality of agricultural low-order streams: consequences for stream restoration. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (3): 1781-1793. 10.1007/s11356-012-1135-2
- Tew, K.S.; Meng, P.J.; Leu, M.Y., 2012. Factors correlating with deterioration of giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Laminariales, Heterokontophyta) in an aquarium setting. *Journal of Applied Phycology*, 24 (5): 1269-1277. 10.1007/s10811-011-9775-z
- Thaipichitburapa, P.; Meksumpun, C.; Meksumpun, S., 2010. Province-based self-remediation efficiency of the Tha Chin river basin, Thailand. *Water Science and Technology*, 62 (3): 594-602. 10.2166/wst.2010.293
- The distribution of inorganic phosphorus in modern sediments of the Bay of Biscay. *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences Serie Ii Fascicule a-Sciences De La Terre Et Des Planetes*, 328 (11): 765-771
- Thiel, M.; Watling, L., 1998. mud flat - long-lasting but highly localized effects. (1986): 177-189
- Thomas, Z.; Abbott, B.; Troccaz, O.; Baudry, J.; Pinay, G., 2016. Proximate and ultimate controls on carbon and nutrient dynamics of small agricultural catchments. *Biogeosciences*, 13 (6): 1863-1875. 10.5194/bg-13-1863-2016
- Thomsen, M.; Wernberg, T., 2015. The devil in the detail: harmful seaweeds are not harmful to everyone. 21: 1381-1382
- Thomsen, M.S.; McGlathery, K.J.; Tyler, A.C., 2006. Macroalgal distribution patterns in a shallow, soft-bottom lagoon, with emphasis on the nonnative *Gracilaria vermiculophylla* and *Codium fragile*. *Estuaries and Coasts*, 29 (3): 465-473. 10.1007/bf02784994
- Thomsen, M.S.; Wernberg, T.; Engelen, A.H.; Tuya, F.; Vanderklift, M.A.; Holmer, M.; McGlathery, K.J.; Arenas, F.; Kotta, J.; Silliman, B.R., 2012. A meta-analysis of seaweed impacts on seagrasses: generalities and knowledge gaps. *Plos One*, 7 (1): e28595. 10.1371/journal.pone.0028595
- Thornber, C.; Guidone, M.; Deacutis, C., 2011. Environmental impacts on the formation of macroalgal blooms in a USA large coastal estuary. *European Journal of Phycology*, 46 (1, SI): 78
- Thornber, C.S.; DiMilla, P.; Nixon, S.W.; McKinney, R.A., 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (2): 261-269. 10.1016/j.marpolbul.2007.10.031
- Thorp, J.H.; Delong, M.D.; Greenwood, K.S.; Casper, A.F., 1998. Isotopic analysis of three food web theories in constricted and floodplain regions of a large river. *Oecologia*, 117 (4): 551-563. 10.1007/s004420050692
- Thybo-Christesen, M.; Rasmussen, M.B.; Blackburn, T.H., 1993. Nutrient fluxes and growth of *Cladophora sericea* in a shallow Danish bay. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 273
- Tilman, D., 1977. Resource competition between plankton algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*, 58 (2): 338-348
- Tipping, E.; Benham, S.; Boyle, J.F.; Crow, P.; Davies, J.; Fischer, U.; Guyatt, H.; Helliwell, R.; Jackson-Blake, L.; Lawlor, A.J.; Monteith, D.T.; Rowe, E.C.; Toberman, H., 2014. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 16 (7): 1608-1617. 10.1039/c3em00641g
- Tlili, A.; Berard, A.; Blanck, H.; Bouchez, A.; Cássio, F.; Eriksson, K.M.; Morin, S.; Montuelle, B.; Navarro, E.; Pascoal, C., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT): towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2141-2151
- Tong, C.; Huang, J.F.; Hu, Z.Q.; Jin, Y.F., 2013. Diurnal Variations of Carbon Dioxide, Methane, and Nitrous Oxide Vertical Fluxes in a Subtropical Estuarine Marsh on Neap and Spring Tide Days. *Estuaries and Coasts*, 36 (3): 633-642. 10.1007/s12237-013-9596-1
- Toonen, R.J.; Nakayama, T.; Ogawa, T.; Rossiter, A.; Delbeek, J.C., 2012. Growth of cultured giant clams (*Tridacna* spp.) in low pH, high-nutrient seawater: species-specific effects of substrate and supplemental feeding under acidification. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92 (4): 731-740. 10.1017/s0025315411000762
- Topcu, A.; Pulatsu, S., 2011. Sakaryabasi (Cifteler-Eskisehir) Fish Culture and Research Station's Water Supply West Pond: A Research on Inorganic Nitrogen Flux from Sediment. *Ekoloji*, 20 (78): 26-33. 10.5053/ekoloji.2011.785
- Tornés, E.; Pérez, M.; Durán, C.; Sabater, S., 2014. Reservoirs override seasonal variability of phytoplankton communities in a regulated Mediterranean river. *Science of the Total Environment*, 475: 225-233

- Touchette, B.W.; Burkholder, J., 2001. Nitrate reductase activity in a submersed marine angiosperm: Controlling influences of environmental and physiological factors. *Plant Physiology and Biochemistry*, 39 (7-8): 583-593. 10.1016/s0981-9428(01)01278-5
- Touchette, B.W.; Burkholder, J.M., 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250 (1-2): 133-167. 10.1016/s0022-0981(00)00195-7
- Trainer, V.L.; Bates, S.S.; Lundholm, N.; Thessen, A.E.; Cochlan, W.P.; Adams, N.G.; Trick, C.G., 2012. Pseudo-nitzschia physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae*, 14: 271-300. 10.1016/j.hal.2011.10.025
- Trauth, N.; Schmidt, C.; Vieweg, M.; Maier, U.; Fleckenstein, J.H., 2014. Hyporheic transport and biogeochemical reactions in pool-riffle systems under varying ambient groundwater flow conditions. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 119 (5): 910-928. 10.1002/2013jg002586
- Trimmer, M.; Sanders, I.A.; Heppell, C.M., 2009. Carbon and nitrogen cycling in a vegetated lowland chalk river impacted by sediment. *Hydrological Processes*, 23 (15): 2225-2238. 10.1002/hyp.7276
- Troell, M.; Pihl, L.; Ronnback, P.; Wennhage, H.; Soderqvist, T.S.; Kautsky, N., 2005. Regime shifts and ecosystem services in Swedish coastal soft bottom habitats: when resilience is undesirable. *Ecology and Society*, 10 (1): 13
- Trott, L.A.; Alongi, D.M., 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (11): 947-951. 10.1016/s0025-326x(00)00035-7
- Tsirtsis, G.; Karydis, M., 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50 (3): 255-269. 10.1023/a:1005883015373
- Tsirtsis, G.; Spatharis, S.; Karydis, M., 2008. Application of the lognormal equation to assess phytoplankton community structural changes induced by marine eutrophication. *Hydrobiologia*, 605: 89-98. 10.1007/s10750-008-9307-2
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N., 2013. Nitrogen and phosphorus phytoplankton growth limitation in the northern Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology*, 68 (2): 159-169. 10.3354/ame01607
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Justic, D., 2008. Gulf of Mexico hypoxia: Alternate states and a legacy. *Environmental Science & Technology*, 42 (7): 2323-2327. 10.1021/es071617k
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Justic, D., 2012. Predicting summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Redux. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (2): 319-324. 10.1016/j.marpolbul.2011.11.008
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Swenson, E.M.; Kasprzak, M.; Romaine, T., 2005. Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research*, 59 (1): 65-77. 10.1016/j.marenvres.2003.09.002
- Tyler, R.M.; Brady, D.C.; Targett, T.E., 2009. Temporal and Spatial Dynamics of Diel-Cycling Hypoxia in Estuarine Tributaries. *Estuaries and Coasts*, 32 (1): 123-145. 10.1007/s12237-008-9108-x
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2012. *Climate and land-use change effects on ecological resources in three watersheds: a synthesis report*. : US EPA, 80.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2013. *Watershed modeling to assess the sensitivity of streamflow, nutrient, and sediment loads to potential climate change and urban development in 20 U.S. watersheds*. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment, 196.
- Ulanowicz, R.E.; Tuttle, J.H., 1992. The trophic consequences of oyster stock rehabilitation in CHESAPEAKE BAY. *Estuaries*, 15 (3): 298-306. 10.2307/1352778
- Undeman, E.; Gustafsson, E.; Gustafsson, B.G., 2014. A novel modeling tool with multi-stressor functionality for organic contaminant transport and fate in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 497: 382-391. 10.1016/j.scitotenv.2014.07.065
- Uusitalo, L.; Fleming-Lehtinen, V.; Hallfors, H.; Jaanus, A.; Hallfors, S.; London, L., 2013. A novel approach for estimating phytoplankton biodiversity. *Ices Journal of Marine Science*, 70 (2): 408-417. 10.1093/icesjms/fss198
- Vadeboncoeur, Y.; Vander Zanden, M.J.; Lodge, D.M., 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience*, 52 (1): 44-54
- Vale, C.; Catarino, F.M.; Cortesao, C.; Cacador, M.I., 1990. Presence of metal-rich rhizoconcretions on the roots of spartina-maritima from the salt marshes of the tagus estuary, portugal. *Science of the Total Environment*, 97-8: 617-626. 10.1016/0048-9697(90)90265-v
- Valiela, I.; McClelland, J.; Hauxwell, J.; Behr, P.J.; Hersh, D.; Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 42 (5): 1105-1118
- Vallin, L.; Nissling, A.; Westin, L., 1999. Potential factors influencing reproductive success of Baltic cod, Gadus morhua: A review. *Ambio*, 28 (1): 92-99
- Van de Waal, D.B.; Smith, V.H.; Declerck, S.A.; Stam, E.; Elser, J.J., 2014. Stoichiometric regulation of phytoplankton toxins. *Ecology Letters*, 17 (6): 736-742
- Van Dolah, F.M., 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133-141
- Van Donk, E.; Hessen, D.O.; Verschoor, A.M.; Gulati, R.D., 2008. Re-oligotrophication by phosphorus reduction and effects on seston quality in lakes. *Limnologica*, 38 (3-4): 189-202. 10.1016/j.limno.2008.05.005
- van Grinsven, H.J.M.; Bouwman, L.; Cassman, K.G.; van Es, H.M.; McCrackin, M.L.; Beusen, A.H.W., 2015. Losses of Ammonia and Nitrate from Agriculture and Their Effect on Nitrogen Recovery in the European Union and the United States between 1900 and 2050. *Journal of Environmental Quality*, 44 (2): 356-367. 10.2134/jeq2014.03.0102

- Van Grinsven, H.J.M.; Holland, M.; Jacobsen, B.H.; Klimont, Z.; Sutton, M.A.; Willems, W.J., 2013. Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environmental Science & Technology*, 47 (8): 3571-3579. 10.1021/es303804g
- Van Looy, K.; Floury, M.; Ferréol, M.; Prieto-Montes, M.; Souchon, Y., 2016. Long-term changes in temperate stream invertebrate communities reveal a synchronous trophic amplification at the turn of the millennium. *Science of the Total Environment*, 565: 481-488
- Van Looy, K.; Piffady, J.; Tormos, T.; Villeneuve, B.; Valette, L.; Chandesris, A.; Souchon, Y., 2015. Unravelling River System Impairments in Stream Networks with an Integrated Risk Approach. *Environmental Management*, 55 (6): 1343-1353. 10.1007/s00267-015-0477-1
- Van Mooy, B.A.S.; Krupke, A.; Dyhrman, S.T.; Fredricks, H.F.; Frischkorn, K.R.; Ossolinski, J.E.; Repeta, D.J.; Rouco, M.; Seewald, J.D.; Sylva, S.P., 2015. Major role of planktonic phosphate reduction in the marine phosphorus redox cycle. *Science*, 348 (6236): 783-785. 10.1126/science.aaa8181
- Van Nieuwenhuysse, E.E., 2007. Response of summer chlorophyll concentration to reduced total phosphorus concentration in the Rhine River (Netherlands) and the Sacramento–San Joaquin Delta (California, USA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 (11): 1529-1542
- van Woessik, R.; Tomascik, T.; Blake, S., 1999. Coral assemblages and physico-chemical characteristics of the Whitsunday Islands: evidence of recent community changes. *Marine and Freshwater Research*, 50 (5): 427. 10.1071/mf97046
- Van Zuidam, B.G.; Peeters, E., 2015. Wave forces limit the establishment of submerged macrophytes in large shallow lakes. *Limnology and Oceanography*, 60 (5): 1536-1549. 10.1002/lno.10115
- VanCappellen, P.; Ingall, E.D., 1996. Redox stabilization of the atmosphere and oceans by phosphorus-limited marine productivity. *Science*, 271 (5248): 493-496. 10.1126/science.271.5248.493
- Vandam, H.; Buskens, R.F.M., 1993. Ecology and management of moorland pools - balancing acidification and eutrophication. *Hydrobiologia*, 265 (1-3): 225-263
- Vander Zanden, M.J.; Vadeboncoeur, Y., 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology*, 83 (8): 2152-2161
- Vanderploeg, H.A.; Liebig, J.R.; Carmichael, W.W.; Agy, M.A.; Johengen, T.H.; Fahnenstiel, G.L.; Nalepa, T.F., 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (6): 1208-1221. 10.1139/cjfas-58-6-1208
- Vanderploeg, H.A.; Liebig, J.R.; Nalepa, T.F., 1995. From picoplankton to microplankton - temperature-driven filtration by the unionid bivalve *Lampsilis radiata-silicoidea* in lake st-clair. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52 (1): 63-74. 10.1139/f95-006
- Vaquer-Sunyer, R.; Duarte, C.M., 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (40): 15452-15457. 10.1073/pnas.0803833105
- Vaquer-Sunyer, R.; Duarte, C.M., 2010. Sulfide exposure accelerates hypoxia-driven mortality. *Limnology and Oceanography*, 55 (3): 1075-1082. 10.4319/lo.2010.55.3.1075
- Vaquer-Sunyer, R.; Duarte, C.M., 2011. Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. *Global Change Biology*, 17 (5): 1788-1797. 10.1111/j.1365-2486.2010.02343.x
- Vasas, V.; Lancelot, C.; Rousseau, V.; Jordan, F., 2007. Eutrophication and overfishing in temperate nearshore pelagic food webs: a network perspective. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 1-14. 10.3354/meps336001
- Verdelhos, T.; Neto, J.M.; Marques, J.C.; Pardal, M.A., 2005. The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 63 (1-2): 261-268. 10.1016/j.ecss.2004.11.019
- Verhoeven, J.T.A.; Meuleman, A.F.M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 12 (1-2): 5-12. 10.1016/s0925-8574(98)00050-0
- Verity, P.G., 2010. Expansion of potentially harmful algal taxa in a Georgia Estuary (USA). *Harmful Algae*, 9 (2): 144-152. 10.1016/j.hal.2009.08.009
- Vermaat, J.E.; Bos, B.; Van Der Burg, P., 2016. Why do reed beds decline and fail to re-establish? A case study of Dutch peat lakes. *Freshwater Biology*: n/a-n/a. 10.1111/fwb.12801
- Vermeer, C.P.; Escher, M.; Portielje, R.; de Klein, J.J.M., 2003. Nitrogen uptake and translocation by *Chara*. *Aquatic Botany*, 76 (3): 245-258. 10.1016/s0304-3770(03)00056-1
- Verspagen, J.M.; Van de Waal, D.B.; Finke, J.F.; Visser, P.M.; Huisman, J., 2014. Contrasting effects of rising CO<sub>2</sub> on primary production and ecological stoichiometry at different nutrient levels. *Ecology Letters*, 17 (8): 951-960
- Verspagen, J.M.; Van de Waal, D.B.; Finke, J.F.; Visser, P.M.; Van Donk, E.; Huisman, J., 2014. Rising CO<sub>2</sub> levels will intensify phytoplankton blooms in eutrophic and hypertrophic lakes. *Plos One*, 9 (8): e104325. 10.1371/journal.pone.0104325
- Viaroli, P.; Bartoli, M.; Bondavalli, C.; Christian, R.R.; Giordani, G.; Naldi, M., 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environments. *Hydrobiologia*, 329 (1-3): 105-119. 10.1007/bf00034551
- Viaroli, P.; Bartoli, M.; Giordani, G.; Naldi, M.; Orfanidis, S.; Zaldivar, J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18 (S1): S105-S117. 10.1002/aqc.956
- Vieira, J.M.P.; Pinho, J.L.S.; Duarte, A., 1998. Eutrophication vulnerability analysis: A case study. *Water Science and Technology*, 37 (3): 121-128. 10.1016/s0273-1223(98)00063-8

- VILLANO, N.; WARWICK, R.M., 1995. Meiobenthic communities associated with the seasonal cycle of growth and decay of *Ulva-rigida* agardh in The Palude-Della-Rosa, Lagoon Of Venice. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 41 (2): 181–194. 10.1006/ecss.1995.0060
- Villares, R.; Carballeira, A., 2003. Seasonal variation in the concentrations of nutrients in two green macroalgae and nutrient levels in sediments in the Rias Baixas (NW Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 58 (4): 887–900. 10.1016/j.ecss.2003.07.004
- Villate, F.; Iriarte, A.; Uriarte, I.; Intxausti, L.; de la Sota, A., 2013. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Marine Pollution Bulletin*, 70 (1-2): 234-246. 10.1016/j.marpolbul.2013.03.010
- Vink, S.; Chambers, R.M.; Smith, S.V., 1997. Distribution of phosphorus in sediments from Tomales bay, California. *Marine Geology*, 139 (1-4): 157-179. 10.1016/s0025-3227(96)00109-0
- Vitousek, P.M.; Aber, J.D.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W.; Schlesinger, W.H.; Tilman, D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-750. 10.2307/2269431
- Vitousek, P.M.; Cassman, K.; Cleveland, C.; Crews, T.; Field, C.B.; Grimm, N.B.; Howarth, R.W.; Marino, R.; Martinelli, L.; Rastetter, E.B.; Sprent, J.I., 2002. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry*, 57 (1): 1-45. 10.1023/a:1015798428743
- Vitousek, P.M.; Howarth, R.W., 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea - How can it occur. *Biogeochemistry*, 13 (2): 87-115
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499. 10.1126/science.277.5325.494
- von Alvensleben, N.; Magnusson, M.; Heimann, K., 2016. Salinity tolerance of four freshwater microalgal species and the effects of salinity and nutrient limitation on biochemical profiles. *Journal of Applied Phycology*, 28 (2): 861-876. 10.1007/s10811-015-0666-6
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3): 48-65. 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014
- Wagenhoff, A.; Lange, K.; Townsend, C.R.; Matthaei, C.D., 2013. Patterns of benthic algae and cyanobacteria along twin-stressor gradients of nutrients and fine sediment: a stream mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 58 (9): 1849-1863
- Wagman, D.D.; Evans, W.H.; Parker, V.B.; Schumm, R.H.; Halow, I.; Bailey, S.M.; Churney, K.L.; Nuttall, R.L., 1982. The NBS tables of chemical thermodynamic properties - selected values for inorganic and c-1 and c-2 organic-substances in si units. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 11: 1-&
- Walker, D.I.; Kendrick, G.A., 1998. Threats to Macroalgal Diversity: Marine Habitat Destruction and Fragmentation, Pollution and Introduced Species. *Botanica Marina*, 41 (1-6). 10.1515/botm.1998.41.1-6.105
- Walkowiak, M.; Paasivirta, L.; Merilainen, J.J.; Arvola, L., 2016. Contrasting patterns in chironomid (Chironomidae) communities of shallow and deep boreal lakes since the 1960s. *Annales Zoologici Fennici*, 53 (1-2): 35-51
- Wall, C.C.; Peterson, B.J.; Gobler, C.J., 2011. The Growth of Estuarine Resources (*Zostera marina*, *Mercenaria mercenaria*, *Crassostrea virginica*, *Argopecten irradians*, *Cyprinodon variegatus*) in Response to Nutrient Loading and Enhanced Suspension Feeding by Adult Shellfish. *Estuaries and Coasts*, 34 (6): 1262-1277. 10.1007/s12237-011-9377-7
- Wallentinus, I., 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology*, 80 (2): 215–225. 10.1007/bf02180189
- Walsby, A.; Schanz, F., 2002. Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zürich, Switzerland. *New Phytologist*, 154 (3): 671-687
- Wang, B.; Harder, T.H.; Kelly, S.T.; Piens, D.S.; China, S.; Kovarik, L.; Keiluweit, M.; Arey, B.W.; Gilles, M.K.; Laskin, A., 2016. Airborne soil organic particles generated by precipitation. *Nature Geoscience*, 9 (6): 433-+. 10.1038/ngeo2705
- Wang, C.; Yu, R.; Zhou, M., 2011. Acute toxicity of live and decomposing green alga *Ulva* (Enteromorpha) prolifera to abalone *Haliotis discus hannai*. *Chin. J. Oceanol. Limn.*, 29 (3): 541-546. 10.1007/s00343-011-0126-3
- Wang, J.Z.; Gu, B.H.; Huang, J.H.; Han, X.G.; Lin, G.H.; Zheng, F.W.; Li, Y.C., 2014. Terrestrial Contributions to the Aquatic Food Web in the Middle Yangtze River. *Plos One*, 9 (7). 10.1371/journal.pone.0102473
- Wang, P.; Wang, H.; Linker, L.; Tian, R., 2016. Effects of cross-channel bathymetry and wind direction on destratification and hypoxia reduction in the Chesapeake Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 178: 168-188. 10.1016/j.ecss.2016.05.009
- Wang, R.J.; Tang, X.X., 2016. Allelopathic effects of macroalga *Corallina pilulifera* on the red-tide forming alga *Heterosigma akashiwo* under laboratory conditions. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34 (2): 314-321. 10.1007/s00343-015-4336-y
- Wang, S.; Tang, D., 2014. Preliminary remote sensing observation of sea surface temperature increase during *Ulva prolifera* blooms. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 17 (3, SI): 299–304. 10.1080/14634988.2014.944471
- Wang, X.; Bai, S.; Lu, X.; Li, Q.; Zhang, X.; Yu, L., 2008. Ecological risk assessment of eutrophication in Songhua Lake, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 22 (4): 477-486
- Wang, X.H.; Wang, X.; Huppes, G.; Heijungs, R.; Ren, N.Q., 2015. Environmental implications of increasingly stringent sewage discharge standards in municipal wastewater treatment plants: case study of a cool area of China. *Journal of Cleaner Production*, 94: 278-283. 10.1016/j.jclepro.2015.02.007

- Wang, X.-l.; Lu, Y.-l.; He, G.-z.; Han, J.-y.; Wang, T.-y., 2007. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: A 5-year study. *Journal of Environmental Sciences*, 19 (8): 920-927
- Wang, Y.N.; Liu, D.Y.; Di, B.P.; Shi, Y.J.; Wang, Y.J., 2016. Distribution of diatoms and silicoflagellates in surface sediments of the Yellow Sea and offshore from the Changjiang River, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34 (1): 44-58. 10.1007/s00343-015-4237-0
- Ward, L.G.; Kemp, W.M.; Boynton, W.R., 1984. The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment. *Marine Geology*, 59 (1-4): 85-103. 10.1016/0025-3227(84)90089-6
- Watson, E.B.; Wigand, C.; Oczkowski, A.J.; Sundberg, K.; Vendettuoli, D.; Jayaraman, S.; Saliba, K.; Morris, J.T., 2015. Ulva additions alter soil biogeochemistry and negatively impact *Spartina alterniflora* growth. *Marine Ecology Progress Series*, 532: 59-72. 10.3354/meps11334
- Watson, S.B.; McCauley, E.; Downing, J.A., 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*, 42 (3): 487-495
- Watson, S.B.; Miller, C.; Arhonditsis, G.; Boyer, G.L.; Carmichael, W.; Charlton, M.N.; Confesor, R.; Depew, D.C.; Hook, T.O.; Ludsins, S.A.; Matisoff, G.; McElmurry, S.P.; Murray, M.W.; Richards, R.P.; Rao, Y.R.; Steffen, M.M.; Wilhelm, S.W., 2016. The re-eutrophication of Lake Erie: Harmful algal blooms and hypoxia. *Harmful Algae*, 56: 44-66. 10.1016/j.hal.2016.04.010
- Weijerman, M.; Lindeboom, H.; Zuur, A.F., 2005. Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 298: 21-39. 10.3354/meps298021
- Wells, M.L.; Trainer, V.L.; Smayda, T.J.; Karlson, B.S.O.; Trick, C.G.; Kudela, R.M.; Ishikawa, A.; Bernard, S.; Wulff, A.; Anderson, D.M.; Cochlan, W.P., 2015. Harmful algal blooms and climate change: learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, 49: 68-93. 10.1016/j.hal.2015.07.009
- Welsh, D.T.; Castadelli, G., 2004. Bacterial nitrification activity directly associated with isolated benthic marine animals. *Marine Biology*, 144 (5): 1029-1037. 10.1007/s00227-003-1252-z
- Wennhage, H., 2002. Vulnerability of newly settled plaice (*Pleuronectes platessa* L.) to predation: effects of habitat structure and predator functional response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269 (2): 129-145. 10.1016/S0022-0981(02)00005-9
- Wennhage, H.; Pihl, L., 2007. From flatfish to sticklebacks: assemblage structure of epibenthic fauna in relation to macroalgal blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 335: 187-198. 10.3354/meps335187
- Westman, W.E.; Oleary, J.F., 1986. Measures of resilience - the response of coastal sage scrub to fire. *Vegetatio*, 65 (3): 179-189. 10.1007/bf00044818
- Wetzel, M.; Weber, A.; Giere, O., 2002. Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. *Marine Biology*, 141 (4): 679-689. 10.1007/s00227-002-0863-0
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology - Lake and River Ecosystems*. San Diego [u.a.]: Academic Press
- Whitehead, P.G.; Wilson, E.J.; Butterfield, D., 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. *Science of the Total Environment*, 210 (1-6): 547-558. 10.1016/S0048-9697(98)00037-0
- Whitfield, A.K., 1986. Fish community structure response to major habitat changes within the littoral zone of an estuarine coastal lake. *Environmental Biology of Fishes*, 17 (1): 41-51. 10.1007/bf00000399
- Wilce, R.T.; Schneider, C.W.; Quinlan, A.V.; Bosch, K.V., 1982. The life history and morphology of free-living *Pilayella littoralis* (L.) Kjellm. (Ectocarpaceae, Ectocarpales) in Nahant Bay, Massachusetts. *Phycologia*, 21 (3): 336-354
- Wilcock, R.J.; Scarsbrook, M.R.; Costley, K.J.; Nagels, J.W., 2002. Controlled release experiments to determine the effects of shade and plants on nutrient retention in a lowland stream. *Hydrobiologia*, 485 (1-3): 153-162. 10.1023/a:1021375509662
- Wilkie, L.; O'Hare, M.T.; Davidson, I.; Dudley, B.; Paterson, D.M., 2012. Particle trapping and retention by *Zostera noltii*: A flume and field study. *Aquatic Botany*, 102: 15-22. 10.1016/j.aquabot.2012.04.004
- Williams, A.E.; Hecky, R.E., 2005. *Invasive aquatic weeds and eutrophication: The case of water hyacinth in Lake Victoria. (Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes)*
- Williams, J.D.; Syers, J.K.; Harris, R.F.; Armstrong, D., 1971. Fractionation of inorganic phosphate in calcareous lake sediments. *Soil Science Society of America Proceedings*, 35 (2): 250-&
- Williams, J.D.H.; Jaquet, J.M.; Thomas, R., 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33 (3): 413-429
- Williams, M.R.; Filoso, S.; Longstaff, B.J.; Dennison, W.C., 2010. Long-Term Trends of Water Quality and Biotic Metrics in Chesapeake Bay: 1986 to 2008. *Estuaries and Coasts*, 33 (6): 1279-1299. 10.1007/s12237-010-9333-y
- Williams, M.W.; Losleben, M.; Caine, N.; Greenland, D., 1996. Changes in climate and hydrochemical responses in a high-elevation catchment in the Rocky Mountains, USA. *Limnology and Oceanography*, 41 (5): 939-946
- Williams, S.L.; Smith, J.E., 2007. A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), Vol.38, 327-359. 10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095543
- Wilson, K.A.; Able, K.W.; Heck, K.L., 1990. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for the importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Marine Ecology Progress Series*, 58: 243-251

- Wimalawansa, S.A.; Wimalawansa, S.J., 2016. Environmentally induced, occupational diseases with emphasis on chronic kidney disease of multifactorial origin affecting tropical countries. *Annals of Occupational and Environmental Medicine*, 28: 13. 10.1186/s40557-016-0119-y
- Winder, M.; Schindler, D.E., 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology*, 85 (8): 2100-2106
- Winder, M.; Sommer, U., 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698 (1): 5-16. 10.1007/s10750-012-1149-2
- Wiseman, W.J.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E.; Dinnel, S.P.; MacNaughton, A., 1997. Seasonal and interannual variability within the Louisiana coastal current: stratification and hypoxia. *Journal of Marine Systems*, 12 (1-4): 237-248. 10.1016/s0924-7963(96)00100-5
- Withers, P.J.A., 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability*, 6 (9): 5853-5875. 10.3390/su6095853
- Withers, P.J.A.; Jarvie, H.P., 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 379-395. 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002
- Wojtal-Frankiewicz, A.; Frankiewicz, P., 2011. The impact of pelagic (*Daphnia longispina*) and benthic (*Dreissena polymorpha*) filter feeders on chlorophyll and nutrient concentration. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 41 (3): 191-200. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2010.09.001>
- Wolf, M.A.; Sciuto, K.; Andreoli, C.; Moro, I., 2012. Ulva (Chlorophyta, Ulvales) Biodiversity in the North Adriatic Sea (Mediterranean, Italy): Cryptic Species and New Introductions. *Journal of Phycology*, 48 (6): 1510-1521. 10.1111/jpy.12005
- Wondzell, S.M.; Swanson, F.J., 1996. Seasonal and storm dynamics of the hyporheic zone of a 4th-order mountain stream .1. Hydrologic processes. *Journal of the North American Benthological Society*, 15 (1): 3-19. 10.2307/1467429
- Wondzell, S.M.; Swanson, F.J., 1996. Seasonal and storm dynamics of the hyporheic zone of a 4th-order mountain stream .2. Nitrogen cycling. *Journal of the North American Benthological Society*, 15 (1): 20-34. 10.2307/1467430
- Wong, W.H.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E., 2016. Size-dependent top-down control on phytoplankton growth by microzooplankton in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 763 (1): 97-108. 10.1007/s10750-015-2365-3
- Woodruff, S.L.; House, W.A.; Callow, M.E.; Leadbeater, B.S.C., 1999. The effects of biofilms on chemical processes in surficial sediments. *Freshwater Biology*, 41 (1): 73-89. 10.1046/j.1365-2427.1999.00387.x
- Woodward, S.; Roberts, D.L.; Betts, R.A., 2005. A simulation of the effect of climate change-induced desertification on mineral dust aerosol. *Geophysical Research Letters*, 32 (18). 10.1029/2005gl023482
- Worm, B.; Lotze, H.K., 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 569-579
- Worm, B.; Lotze, H.K.; Hillebrand, H.; Sommer, U., 2002. Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. *Nature*, 417 (6891): 848-851. 10.1038/nature00830
- Woznicki, S.A.; Nejadhashemi, A.P.; Tang, Y.; Wang, L., 2016. Large-scale climate change vulnerability assessment of stream health. *Ecological Indicators*, 69: 578-594. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.002>
- Wu, J.T.; Hsu, Y.B.; Kow, L.C., 2015. Resilience of a phytoplankton community after disturbance in a subtropical reservoir: A case study in Feitsui Reservoir, Taiwan. *Ecological Indicators*, 52: 284-291. 10.1016/j.ecolind.2014.12.007
- Wu, Y.G.; Bartell, S.M.; Nair, S.K., 2006. A spatial model for restoration of the Upper-Mississippi River ecosystems - art. no. 62980K. In: Gao, W.; Ustin, S.L., eds. *Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability III*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of the Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (Spie)), Vol.6298, K2980-K2980. 62980K
- Wulff, F.; Stigebrandt, A.; Rahm, L., 1990. Nutrient dynamics of THE BALTIC SEA. *Ambio*, 19 (3): 126-133
- Wustenberg, A.; Pors, Y.; Ehwald, R., 2011. Culturing of stoneworts and submersed angiosperms with phosphate uptake exclusively from an artificial sediment. *Freshwater Biology*, 56 (8): 1531-1539. 10.1111/j.1365-2427.2011.02591.x
- Xiang, C.; Wang, Y.; Liu, H., 2017. A scientometrics review on nonpoint source pollution research. *Ecological Engineering*, 99: 400-408. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.028>
- Xiao, M.; Wu, F.C., 2014. A review of environmental characteristics and effects of low-molecular weight organic acids in the surface ecosystem. *Journal of Environmental Sciences*, 26 (5): 935-954. 10.1016/s1001-0742(13)60570-7
- Xiao, Y.J.; Ferrerira, J.G.; Bricker, S.B.; Nunes, J.P.; Zhu, M.Y.; Zhang, X.L., 2007. Trophic assessment in Chinese coastal systems - Review of methods and application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*, 30 (6): 901-918
- Xie, D.; Zhou, H.J.; Ji, H.T.; An, S.Q., 2015. The Growth and Establishment of Floating Turions of Potamogeton crispus Are Not Favored by Summer Climate. *Clean-Soil Air Water*, 43 (3): 336-340. 10.1002/clen.201300836
- Xing, Q.; Tosi, L.; Braga, F.; Gao, X.; Gao, M., 2015. Interpreting the progressive eutrophication behind the world's largest macroalgal blooms with water quality and ocean color data. *Natural Hazards*, 78 (1): 7-21. 10.1007/s11069-015-1694-x
- Xinqing, Z.; Lingfeng, H.; Qian, W.; Rongcheng, L., 2014. Amphipods fail to suppress the accumulation of Ulva lactuca biomass in eutrophic Yundang Lagoon. *Acta Oceanologica Sinica*, 33 (12): 155-162. 10.1007/s13131-014-0532-4
- Xiong, J.Q.; Wang, X.C.C.; Zhang, Q.Q.; Duan, R.; Wang, N., 2016. Characteristics of a landscape water with high salinity in a coastal city of China and measures for eutrophication control. *Ecological Indicators*, 61: 268-273. 10.1016/j.ecolind.2015.09.026

- Xu, D.; Li, F.; Gao, Z.; Wang, D.; Zhang, X.; Ye, N.; Zhuang, Z., 2013. Facilitative interactions between the green-tide macroalga *Monostroma arctium* and the red macroalga *Porphyra yezoensis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 444: 8–15. 10.1016/j.jembe.2013.03.004
- Xu, D.; Zhang, X.; Wang, Y.; Fan, X.; Miao, Y.; Ye, N.; Zhuang, Z., 2016. Responses of photosynthesis and nitrogen assimilation in the green-tide macroalga *Ulva prolifera* to desiccation. *Marine Biology*, 163 (1). 10.1007/s00227-015-2806-6
- Xu, J.; Yin, K.; Lee, J.H.W.; Liu, H.; Ho, A.Y.T.; Yuan, X.; Harrison, P.J., 2009. Long-Term and Seasonal Changes in Nutrients, Phytoplankton Biomass, and Dissolved Oxygen in Deep Bay, Hong Kong. *Estuaries and Coasts*, 33 (2): 399-416. 10.1007/s12237-009-9213-5
- Xu, R.B.; Wu, F.; Hilt, S.; Wu, C.; Wang, X.L.; Chang, X.X., 2015. Recovery limitation of endangered *Ottelia acuminata* by allelopathic interaction with cyanobacteria. *Aquatic Ecology*, 49 (3): 333-342. 10.1007/s10452-015-9528-1
- Yacobi, Y.Z.; Gophen, I.K.; Walline, P., 1993. The spatial distribution of temperature , oxygen , plankton and fish determined simultaneously in Lake Kinneret , Israel. (6): 589-601
- Yamamoto, T., 2003. The Seto Inland Sea - eutrophic or oligotrophic? *Marine Pollution Bulletin*, 47 (1-6): 37-42. 10.1016/S0025-326X(02)00416-2
- Yan, Z.B.; Han, W.X.; Penueles, J.; Sardans, J.; Elser, J.J.; Du, E.Z.; Reich, P.B.; Fang, J.Y., 2016. Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts. *Ecology Letters*, 19 (10): 1237-1246. 10.1111/ele.12658
- Yang, X.E.; Wu, X.; Hao, H.L.; He, Z.L., 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University-Science B*, 9 (3): 197-209. 10.1631/jzus.B0710626
- Yassuda, E.A.; Sheng, Y.P., 1998. *Modeling dissolved oxygen dynamics of Tampa Bay during summer of 1991. (Estuarine and Coastal Modeling)*
- Yasuhara, M.; Hunt, G.; Breitburg, D.; Tsujimoto, A.; Katsuki, K., 2012. Human-induced marine ecological degradation: micropaleontological perspectives. *Ecol Evol*, 2 (12): 3242-68. 10.1002/ece3.425
- Ye, N.-h.; Zhang, X.-w.; Mao, Y.-z.; Liang, C.-w.; Xu, D.; Zou, J.; Zhuang, Z.-m.; Wang, Q.-y., 2011. 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. *Ecological research*, 26 (3): 477–485
- Yeh, N.; Yeh, P.; Chang, Y.H., 2015. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 47: 616-622. 10.1016/j.rser.2015.03.090
- Yin, J.H.; Zhao, Z.X.; Zhang, G.T.; Wang, S.W.; Wan, A.Y., 2013. Tempo-spatial variation of nutrient and chlorophyll-alpha concentrations from summer to winter in the Zhangzi Island Area (Northern Yellow Sea). *Journal of Ocean University of China*, 12 (3): 373-384. 10.1007/s11802-013-2101-4
- Yin, K.D.; Song, X.X.; Liu, S.; Kan, J.J.; Qian, P.Y., 2008. Is inorganic nutrient enrichment a driving force for the formation of red tides? A case study of the dinoflagellate *Scrippsiella trochoidea* in an embayment. *Harmful Algae*, 8 (1): 54-59. 10.1016/j.hal.2008.08.004
- Young, E.B.; Beardall, J., 2003. Photosynthetic function in *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyta) during a nitrogen starvation and recovery cycle. *Journal of Phycology*, 39 (5): 897-905
- Yu, J.H.; Fan, C.X.; Zhong, J.C.; Zhang, Y.L.; Wang, C.H.; Zhang, L., 2016. Evaluation of in situ simulated dredging to reduce internal nitrogen flux across the sediment-water interface in Lake Taihu, China. *Environmental Pollution*, 214: 866-877. 10.1016/j.envpol.2016.03.062
- Yuan, Y.T.; Zhang, H.G.; Pan, G., 2016. Flocculation of cyanobacterial cells using coal fly ash modified chitosan. *Water Research*, 97: 11-18. 10.1016/j.watres.2015.12.003
- Yunev, O.A.; Vedernikov, V.I.; Basturk, O.; Yilmaz, A.; Kideys, A.E.; Moncheva, S.; Konovalov, S.K., 2002. Long-term variations of surface chlorophyll a and primary production in the open Black Sea. 230: 11-28
- Yuping, Z.; Liju, T.; Qiuting, P.; Feng, L.; Jiangtao, W., 2015. Influence of nutrients pollution on the growth and organic matter output of *Ulva prolifera* in the southern Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1): 107–114. 10.1016/j.marpolbul.2015.04.034
- Zaitsev, Y.P., 1992. Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fisheries Oceanography*, 1 (2): 180-189
- Zalack, J.T.; Smucker, N.J.; Vis, M.L., 2010. Development of a diatom index of biotic integrity for acid mine drainage impacted streams. *Ecological Indicators*, 10 (2): 287-295. 10.1016/j.ecolind.2009.06.003
- Zamparas, M.; Drosos, M.; Deligiannakis, Y.; Zacharias, I., 2015. Eutrophication control using a novel bentonite humic-acid composite material Bephos (TM). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3 (4): 3030-3036. 10.1016/j.jece.2014.12.013
- Zamparas, M.; Zacharias, I., 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Science of the Total Environment*, 496: 551-562. 10.1016/j.scitotenv.2014.07.076
- Zamprogno, G.C.; Costa, M.B.; Barbiero, D.C.; Ferreira, B.S.; Souza, F.T.V.M., 2013. Gastropod communities associated with *Ulva* spp. in the littoral zone in southeast Brazil. *LATIN AMERICAN JOURNAL OF AQUATIC RESEARCH*, 41 (5): 968–978. 10.3856/vol41-issue5-fulltext-15
- Zbikowski, R.; Szefer, P.; Latala, A., 2006. Distribution and relationships between selected chemical elements in green alga *Enteromorpha* sp from the southern Baltic. *Environmental Pollution*, 143 (3): 435–448. 10.1016/j.envpol.2005.12.007
- Zbikowski, R.; Szefer, P.; Latala, A., 2007. Comparison of green algae *Cladophora* sp and *Enteromorpha* sp as potential biomonitors of chemical elements in the southern Baltic. *Science of the Total Environment*, 387 (1-3): 320–332. 10.1016/j.scitotenv.2007.07.017



- Zeng, X.; Chen, X.; Zhuang, J., 2015. The positive relationship between ocean acidification and pollution. *Mar Pollut Bull*, 91 (1): 14-21. 10.1016/j.marpolbul.2014.12.001
- Zeng, Z.; Zhang, S.D.; Li, T.Q.; Zhao, F.L.; He, Z.L.; Zhao, H.P.; Yang, X.E.; Wang, H.L.; Zhao, J.; Rafiq, M.T., 2013. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants. *Journal of Zhejiang University-Science B*, 14 (12): 1152-1161. 10.1631/jzus.B1300102
- Zertuche-Gonzalez, J.A.; Camacho-Ibar, V.F.; Pacheco-Ruiz, I.; Cabello-Pasini, A.; Galindo-Bect, L.A.; Guzman-Calderon, J.M.; Macias-Carranza, V.; Espinoza-Avalos, J., 2009. 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 (6): 729-736. 10.1007/s10811-009-9408-y
- Zhai, W.; Zhao, H.; Zheng, N.; Xu, Y., 2012. Coastal acidification in summer bottom oxygen-depleted waters in northwestern-northern Bohai Sea from June to August in 2011. *Chinese Science Bulletin*, 57 (9): 1062-1068. 10.1007/s11434-011-4949-2
- Zhang, J.; Gilbert, D.; Gooday, A.J.; Levin, L.; Naqvi, S.W.A.; Middelburg, J.J.; Scranton, M.; Ekau, W.; Peña, A.; Dewitte, B.; Oguz, T.; Monteiro, P.M.S.; Urban, E.; Rabalais, N.N.; Ittekkot, V.; Kemp, W.M.; Ulloa, O.; Elmgren, R.; Escobar-Briones, E.; Van der Plas, A.K., 2010. Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. *Biogeosciences*, 7 (5): 1443-1467. 10.5194/bg-7-1443-2010
- Zhang, J.; Kim, J.K.; Yarish, C.; He, P., 2016. The expansion of *Ulva prolifera* OF Muller macroalgal blooms in the Yellow Sea, PR China, through asexual reproduction. *Marine Pollution Bulletin*, 104 (1-2): 101-106. 10.1016/j.marpolbul.2016.01.056
- Zhang, J.; Liu, S.M.; Ren, J.L.; Wu, Y.; Zhang, G.L., 2007. Nutrient gradients from the eutrophic Changjiang (Yangtze River) Estuary to the oligotrophic Kuroshio waters and re-evaluation of budgets for the East China Sea Shelf. *Progress in Oceanography*, 74 (4): 449-478. 10.1016/j.pocean.2007.04.019
- Zhang, J.H.; Huo, Y.Z.; Zhang, Z.L.; Yu, K.F.; He, Q.; Zhang, L.H.; Yang, L.L.; Xu, R.; He, P.M., 2013. Variations of morphology and photosynthetic performances of *Ulva prolifera* during the whole green tide blooming process in the Yellow Sea. *Marine Environmental Research*, 92: 35-42. 10.1016/j.marenvres.2013.08.009
- Zhang, J.Q.; Xie, Z.C.; Jiang, X.M.; Wang, Z., 2015. Control of Cyanobacterial Blooms via Synergistic Effects of Pulmonates and Submerged Plants. *Clean-Soil Air Water*, 43 (3): 330-335. 10.1002/clen.201300922
- Zhang, X.; Xu, D.; Mao, Y.; Li, Y.; Xue, S.; Zou, J.; Lian, W.; Liang, C.; Zhuang, Z.; Wang, Q.; Ye, N., 2011. Settlement of vegetative fragments of *Ulva prolifera* confirmed as an important seed source for succession of a large-scale green tide bloom. *Limnology and Oceanography*, 56 (1): 233-242. 10.4319/lo.2011.56.1.0233
- Zhang, Y.C.; Slomp, C.P.; Broers, H.P.; Bostick, B.; Passier, H.F.; Bottcher, M.E.; Omoregie, E.O.; Lloyd, J.R.; Polya, D.A.; Van Cappellen, P., 2012. Isotopic and microbiological signatures of pyrite-driven denitrification in a sandy aquifer. *Chemical Geology*, 300: 123-132. 10.1016/j.chemgeo.2012.01.024
- Zhang, Y.D.; Su, Y.L.; Liu, Z.W.; Chen, X.C.; Yu, J.L.; Jin, M., 2016. A sediment record of environmental change in and around Lake Lugu, SW China, during the past two centuries. *Journal of Paleolimnology*, 55 (3): 259-271. 10.1007/s10933-016-9878-2
- Zhao, F.L.; Xi, S.; Yang, X.E.; Yang, W.D.; Li, J.J.; Gu, B.H.; He, Z.L., 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40: 53-60. 10.1016/j.ecoleng.2011.12.012
- Zhong, Y.; Chen, T.; Zheng, W.; Yang, Y., 2015. Selenium enhances antioxidant activity and photosynthesis in *Ulva fasciata*. *Journal of Applied Phycology*, 27 (1): 555-562. 10.1007/s10811-014-0350-2
- Zhu, M.; Liu, Z.; Shao, H.; Jin, Y., 2016. Effects of nitrogen and phosphate enrichment on the activity of nitrate reductase of *Ulva prolifera* in coastal zone. *ACTA PHYSIOLOGIAE PLANTARUM*, 38 (7): 10.1007/s11738-016-2178-7
- Zhu, Z.J.; Yuan, H.Z.; Wei, Y.; Li, P.S.; Zhang, P.H.; Xie, D., 2015. Effects of Ammonia Nitrogen and Sediment Nutrient on Growth of the Submerged Plant *Vallisneria spiralis*. *Clean-Soil Air Water*, 43 (12): 1653-1659. 10.1002/clen.201300878
- Zillen, L.; Conley, D.J.; Andren, T.; Andren, E.; Björck, S., 2008. Past occurrences of hypoxia in the Baltic Sea and the role of climate variability, environmental change and human impact. *Earth-Science Reviews*, 91 (1-4): 77-92. 10.1016/j.earscirev.2008.10.001
- Zou, D.; Gao, K., 2014. The photosynthetic and respiratory responses to temperature and nitrogen supply in the marine green macroalga *Ulva conglobata* (Chlorophyta). *Phycologia*, 53 (1): 86-94. 10.2216/13-189.1
- Zouiten, H.; Diaz, C.A.; Gomez, A.G.; Cortezon, J.A.R.; Alba, J.G., 2013. An advanced tool for eutrophication modeling in coastal lagoons: Application to the Victoria lagoon in the north of Spain. *Ecological Modelling*, 265: 99-113. 10.1016/j.ecolmodel.2013.06.009
- Zuo, S.P.; Wan, K.; Ma, S.M., 2015. Combined effect of predatory zooplankton and allelopathic aquatic macrophytes on algal suppression. *Environmental Technology*, 36 (1): 54-59. 10.1080/09593330.2014.936520