

Chapitre 6. Modélisation de l'eutrophisation

Coordinateur:

Alain Crave

Auteurs :

Alain Crave

Patrick Durand

Geneviève Lacroix

Alain Ménesguen

José Miguel Sánchez-Pérez

Sabine Sauvage

Brigitte Vinçon-Leite

Avec la contribution de:

Jean-Marcel Dorioz

Chantal Gascuel

Jean-Luc Probst

Documentaliste :

Isabelle Dubigeon

Pour citer ce chapitre :

Crave A., Durand P., Lacroix G., Ménesguen A., Sánchez-Pérez J.-M., Sauvage S., Vinçon-Leite B., 2017. Modélisation de l'eutrophisation. Pages 648-789, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

Sommaire

6.1. Introduction.....	650
6.1.1. Organisation du chapitre	650
6.1.2. Corpus bibliographique.....	651
6.2. Modélisation des transferts diffus de nutriments dans les bassins versants	651
6.2.1. Introduction	651
6.2.2. Corpus bibliographique.....	652
6.2.3. Objectifs de la modélisation	652
6.2.4. Les grands types de modèles	653
6.2.5. Principaux résultats.....	656
6.2.6. Limites et points non résolus	657
6.3. Modélisation des processus dans le continuum fluvial	658
6.3.1. Corpus bibliographique.....	658
6.3.2. Historique sur les modèles d'eutrophisation dans les rivières	659
6.3.3. Exemple de modèle : le cas du modèle Rive et ses extensions	661
6.3.4. Modélisation des mécanismes d'eutrophisation et architectures des modèles	662
6.3.5. Modèles bassin versant intégrant les apports diffus et les modèles de rivières	666
6.3.6. Conclusion et Perspectives	667
6.4. Focus sur la modélisation de l'érosion	669
6.4.1. Introduction	669
6.4.2. Corpus bibliographique.....	670
6.4.3. Bases théoriques et évolution des modèles d'érosion	670
6.4.4. Conclusion.....	673
6.5. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation dans les écosystèmes lacustres.....	673
6.5.1. Introduction	673
6.5.2. Corpus bibliographique.....	675
6.5.3. Typologie des modèles	675
6.5.4. Sites d'étude	678
6.5.5. Objectifs de modélisation	678
6.5.6. Principales thématiques des recherches en modélisation des écosystèmes lacustres	679
6.5.7. Principaux résultats des modèles déterministes	682
6.5.8. Perspectives.....	689
6.5.9. Conclusion.....	690
6.6. Modélisation de l'eutrophisation dans le contexte « Marin côtier ».....	691
6.6.1. Préambule.....	691
6.6.2. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation à macro-algues	694
6.6.3. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en lagune	699
6.6.4. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en estuaire	704
6.6.5. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en mer côtière	715
6.6.6. Evaluation du réalisme des modèles, de leur sensibilité à leurs divers constituants, de l'incertitude des conclusions	739
6.7. Conclusions du chapitre	745
6.8. Annexe	746
6.9. Bibliographie.....	749

6.1. Introduction

Alain Crave

CNRS, Géosciences Rennes

6.1.1. Organisation du chapitre

Ce chapitre décrit l'état de l'art sur la modélisation théorique et numérique de l'eutrophisation. L'objectif est ici de décrire la diversité des modèles, leur évolution, leurs avantages et inconvénients, leur utilité et leurs limites dans la simulation et la prédiction de l'eutrophisation. La modélisation expérimentale n'est pas abordée dans ce chapitre. Celle-ci est évoquée dans d'autres chapitres (5 et 7), pour la compréhension de processus ciblés.

Ce chapitre est scindé en six sous-chapitres selon les grands systèmes suivants, le long du continuum terre-mer : versant, rivière, système lacustre, estuaire, côtier et marin. Ce découpage se justifie par la spécificité de chacun de ces systèmes en termes: de temps de résidence de l'eau, de propriétés de transport et de mélange, de processus biogéochimiques et écologiques. De ce fait, les impacts d'origine anthropique modifient chacun de ces systèmes directement ou indirectement de manière très différente. Ce découpage correspond peu ou prou à l'historique du développement des modèles afin de répondre à des questions spécifiques aux différents domaines (agricole, urbain, fluvial, lacustre, estuarien, côtier ou marin). Par leur complexité intrinsèque, les variables et les conditions limites majeures de contrôle, chacun de ces sous-systèmes aquatiques ont fait l'objet d'études distinctes par des spécialistes de compétences diverses. Il s'en est suivi des approches de modélisation et des modèles différents tant par les concepts que par les échelles spatiales et temporelles modélisées.

En revanche, sur le plan numérique, la modélisation de l'eutrophisation pour l'ensemble du système aquatique utilise un arsenal commun de techniques et outils utilisés en sciences de la Terre et de l'environnement notamment pour la représentation de l'espace en une, deux ou trois dimensions. Ces techniques, qui définissent pour partie les types de modèles, seront évoquées dans les classifications des modèles présentés dans ce chapitre. Mais elles n'y seront pas décrites en détail car n'étant pas spécifiques aux questions de modélisation de l'eutrophisation. C'est pourquoi, certains termes ou passages pourront peut-être paraître un peu trop techniques pour les non-initiés à la modélisation, mais ils ne présentent aucune difficulté pour le lecteur initié.

Chaque sous-système aquatique est décrit suivant un plan général similaire qui reprend les items suivants :

- Introduction
- Corpus bibliographique
- Objectifs des modèles
- Grands types de modèles
- Principaux résultats
- Conclusion

Ce canevas commun permet au lecteur de comparer facilement les spécificités de la modélisation de l'eutrophisation pour les différents milieux aquatiques. Spécificités inhérentes au degré de connaissance des processus d'eutrophisation ou aux questions fondamentales et opérationnelles à l'origine du développement de la modélisation dans un milieu aquatique donné. Un Récapitulatif des modèles les plus utilisés et de leurs caractéristiques est proposé en annexe pour faciliter la lecture du chapitre.

6.1.2. Corpus bibliographique

Le corpus bibliographique est obtenu en appliquant des équations bibliographiques particulières à chaque sous-chapitre et explicitées dans ces derniers. Suite à ce premier filtre automatique dans la base *Web of Science*, un deuxième filtre est appliqué par les experts à la lecture des résumés. Ceci pour éliminer les articles trop éloignés de la thématique ou moins pertinents et garder en priorité les articles de « review », récents et les plus cités, de manière à obtenir un corpus raisonnable en termes de charge de travail. Cette base de références est ensuite complétée par l'ajout d'articles absents de la sélection automatique mais importants de l'avis d'experts.

Initialement, l'application automatique des équations bibliographiques a indexé 3017 références. Suite à la sélection des experts des articles les plus pertinents, le corpus comprend in fine 724 références. Une grande majorité d'articles concerne les pays occidentaux avec une augmentation sensible des études chinoises sur les dix dernières années. Le lecteur pourra trouver des données plus spécifiques sur la bibliographie dans le sous-chapitre relatif à chaque milieu aquatique.

6.2. Modélisation des transferts diffus de nutriments dans les bassins versants

Patrick Durand

INRA, UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation

6.2.1. Introduction

Les nutriments responsables des phénomènes d'eutrophisation des hydrosystèmes sont apportés aux masses d'eau soit sous forme ponctuelle de rejets d'eaux usées (résultant directement des activités humaines domestiques ou industrielles ou des ateliers agricoles/agroalimentaires peu dépendant de la météo et du cycle de l'eau) soit sous forme diffuse d'apports/ transferts, résultant soit du fonctionnement hydro- biogéochimique des écosystèmes terrestres plus ou moins influencés par les activités humaines, soit du ruissellement urbain (voir chapitre 7). Compte tenu des rapports de surface et de la localisation des sources, les apports diffus sont majoritairement issus des têtes de bassin, les rejets ponctuels étant plutôt localisés plus à l'aval.

Les rejets ponctuels sont caractérisés par de fortes concentrations en phosphore sous forme dissoute (biodisponible) et en azote ammoniacal. Ils sont majoritairement collectables et traitables. Ils relèvent d'investissements technologiques et ont des limites, celles des technologies. Il serait notamment naïf d'imaginer qu'ils sont connus de façon exhaustive, notamment dans les zones à habitat dispersé. Les transferts diffus s'accompagnent de forts volumes d'eau et de sédiments. Ils se caractérisent par une forte variabilité spatiale et temporelle liée avant tout aux facteurs hydrométéorologiques (voir chapitre 7). Pour le phosphore, une fraction souvent majoritaire du P-total se trouve sous forme particulaire (fraction partiellement inerte). Sauf exception (certains ruissellements urbains), le traitement des sources diffuses relève de changements de pratiques et de gestion des matières organiques dans le bassin versant considéré. Flux d'origine diffuse et rejets ponctuels interagissent lors du transport dans le continuum fluvial (retention-relargage de P dissous sur la phase solide, couplages N et P, etc.).

Les difficultés à mesurer les apports diffus, à faire la part entre le diffus et le ponctuel sur la base de bilans entrées-sorties (Trevisan et al, 2010), à ajuster la spéciation prise en compte aux besoins de caractérisation des impacts trophiques... explique toute l'importance de disposer de modèles du transfert diffus à différentes échelles opérationnelles.

Les modèles simulant les transferts diffus depuis les écosystèmes terrestres vers les nappes, les réseaux hydrographiques, les lacs et réservoirs, puis les estuaires s'appliquent à l'échelle de bassins versants ou de bassins d'alimentation de tailles et de types extrêmement divers, depuis le micro-bassin versant jusqu'aux bassins des grands fleuves, c'est-à-dire pour des systèmes différents en termes d'interactions entre composantes, de temps de séjour et donc de processus dominants (hiérarchie des processus). Les modèles correspondant sont donc eux aussi extrêmement divers dans leur conception, leur degré de complexité et leur domaine d'application. Cette partie met l'accent sur les modèles de bassins versants de taille petite à moyenne (de 5 à 5000 km²), pour lesquels les processus dans les sols et les versants ont un rôle prépondérant, c'est-à-dire engendrant et transférant essentiellement des pollutions diffuses. Certains d'entre eux peuvent cependant aussi couvrir une gamme d'échelles plus large prenant alors en compte les apports ponctuels et les processus biogéochimiques « in-stream » (internes au réseau hydrographique) qui eux-mêmes s'expriment sur une large gamme de cours d'eau (voir la partie 6.3 sur la modélisation des processus dans le continuum fluvial).

6.2.2. Corpus bibliographique

Un premier corpus complet a été obtenu en appliquant les deux équations suivantes :

TI = (catchment* OR watershed* OR basin*) AND (model* OR simulat*) AND [(nutrient* OR nitr* OR phosph*)]

TI = (catchment* OR watershed* OR basin*) AND (model* OR simulat*) AND (diffuse OR "non point source*" OR "non-point source*") NEAR (pollut* OR transfer* OR deliver*)

Il est apparu nécessaire de ne faire porter cette recherche que sur les titres des publications, pour éviter de très nombreux articles hors sujet. Mais même en faisant cela, le corpus obtenu après suppression des duplicats comprend 466 publications. Cela interdit en pratique une analyse de tous les articles, mais permet de se faire une idée du foisonnement d'études sur le sujet.

La première publication répertoriée date de 1969, la dernière de mai 2016. Ces études se répartissent sur une très grande diversité de contextes biogéographiques, avec une majorité écrasante dans les pays occidentaux. A noter une très forte poussée des études chinoises ces dix dernières années. La France, avec 40 publications environ, se place au 5^{ième} rang. Une forte majorité contient le mot clef « nitr* » (371, contre 219 pour phosph*, 147 avec les deux mots clefs).

Afin de limiter le corpus à un nombre raisonnable, une sélection rapide a été effectuée sur la base des dates de publication (50 plus récents), des taux de citations (150 plus cités), de l'appartenance au type « reviews » (6), en privilégiant les descriptions et évaluations de modèles, les applications originales par leur méthode ou le contexte. Au total, 155 articles ont été retenus par cette méthode. Nous avons ensuite, en cours de rédaction, éliminé les références dont l'intérêt pour l'expertise était limité ou nul, et ajouté d'autres, trouvées dans les citations des premières ou déjà connues des auteurs. Ainsi, le corpus final comprend 105 citations, avec notamment un nombre plus important de références françaises.

6.2.3. Objectifs de la modélisation

Classiquement, on distingue les modèles développés pour comprendre le fonctionnement du système étudié et tester des hypothèses, et les modèles à vocation plus opérationnelle destinés à simuler des scénarios d'évolutions des systèmes en fonction de changements intentionnels ou non, afin d'en tirer des enseignements pour la limitation des pertes de nutriments vers les écosystèmes aquatiques. Dans la pratique, compte tenu du caractère prégnant des enjeux sociaux sous-jacents, la quasi-totalité des modèles développés a été appliquée, à un moment ou à un autre, pour tester des scénarios. Seuls les publications sur certains modèles de « première génération » (avant les années 1990 pour l'essentiel) ont mis l'accent sur le test de schémas de fonctionnement (Woolhise, 1973). Pourtant, au vu de la

diversité des schémas fonctionnels servant de base aux modèles et, comme le constatent un certain nombre d'auteurs (Breuer et al., 2008; Fovet et al., 2013; Molenat et al., 2002), il n'existe pas vraiment de consensus clair sur le mode de représentation des processus notamment de transfert et leur hiérarchisation, qui sont parfois éloignées d'une description réaliste, et donc basées sur de fortes hypothèses, pas toujours explicites.

6.2.4. Les grands types de modèles

La grande diversité des modèles a donné lieu à de nombreuses tentatives de classification, souvent dérivées de celles des modèles hydrologiques, classifications qui ne sont homogènes ni dans leur terminologie ni dans leurs clefs d'entrées : modèles mécanistes, déterministes, empiriques, fonctionnels, distribués, semi distribués, spatialisés, stochastiques, « process-oriented » (Bouraoui and Grizzetti, 2014; Kampf and Burges, 2007). Ces qualificatifs présentent souvent des acceptions différentes suivant les auteurs et singulièrement parmi les concepteurs même des modèles. Il importe donc d'essayer de s'en détacher pour décrire précisément le type de représentation des systèmes mis en œuvre dans ces différents modèles.

C'est essentiellement le passage d'un mode d'occupation des sols à une concentration ou un flux entrant dans le réseau hydrographique qui fait l'objet de la plus grande diversité. Pour la description des modèles de processus dans le continuum fluvial (« in stream »), on se reportera au sous-chapitre correspondant. On peut toutefois faire une première dichotomie entre les modèles ne représentant pas ces processus, souvent réservés à des bassins versant de faible taille, et ceux qui les représentent avec plus ou moins de détails.

Pour ce qui suit, nous allons d'abord passer en revue la diversité des modes de représentation des processus générant des pertes de nutriments dans le système sol-plante (fonction de « production ») puis les modes de représentations des processus de transfert du sol vers le réseau hydrographique, et, par-là, des différentes solutions de spatialisation.

6.2.4.1. Fonctions de production

De nombreux modèles se contentent d'une estimation simple de la quantité d'azote ou de phosphore disponible pour le transfert (que l'on pourrait appeler « fonction de production » par analogie avec les modèles hydrologiques). Il s'agit d'affecter à chaque type d'utilisation du sol une concentration ou un flux de nutriment (loading values), souvent fixée annuellement et constante dans le temps. Cette affectation peut se faire sur une base empirique (i.e., des mesures directes de pertes parcellaires ou de petits bassins représentatifs d'un mode d'occupation des sols, ou des relations statistiques entre occupation du sol et pertes, entre teneur en P du sol et pertes, entre apports et pertes etc.) (Akdogan et al., 2016; Alexander et al., 2004; Almasri and Kaluarachchi, 2007; Andersen et al., 1999; Arhonditsis et al., 2016; Armour et al., 2009; Billen et al., 2013; Botter et al., 2006; Dupas et al., 2015a; Hanrahan et al., 2001; Kronvang et al., 2003; Mander et al., 2000; Newham et al., 2004; Rao et al., 2009; Sferratore et al., 2005) ou, pour l'azote surtout, à partir d'un raisonnement de bilan simplifié (Cassell et al., 2001; Cassell et al., 2002; Chen et al., 2015; Dupas et al., 2013; Mayorga et al., 2010; Robertson and Saad, 2011; Seitzinger et al., 2005; Valiela et al., 2000). Il est à noter que certains modèles, comme le très utilisé ECM (Export Coefficient Model) (Johnes, 1996), combinent dans une même relation empirique la fonction de production (pertes parcellaires ou sources ponctuelles) et la fonction de transfert (proportion de nutriments mobilisables qui atteint le réseau hydrographique). Enfin, la famille de modèles SENEQUE Riverstrahler (Gomez et al., 2003; Ruelland et al., 2007; Sferratore et al., 2008), plutôt dédiée aux grands bassins fluviaux, a utilisé plusieurs solutions d'estimation des pertes sous racinaires : bilans simplifiés, relations empiriques, résultats de modèles de culture.

Cependant, une majorité de modèles « mesoscale » intègre un module de représentation du compartiment sol-plante ou sol-plante-atmosphère, représentant les processus les plus importants

quantitativement. C'est le cas des modèles les plus présents dans la littérature, tels que SWAT, INCA, HSPF, AGNPS (Arheimer and Brandt, 1998; Arnold and Fohrer, 2005; Filoso et al., 2004; Line et al., 1997; Wade et al., 2002a; Wade et al., 2002b). Pour l'azote, il s'agit du prélèvement par les plantes, de la minéralisation-nitrification, de la dénitrification et du lessivage. Pour le phosphore, sont représentés le prélèvement par les plantes, l'adsorption-désorption (ou tout autre formulation de « l'équilibre » ou de la dynamique « d'échange » entre formes dissoutes et formes liées à la phase solide), l'entraînement par ruissellement (modèle Green et Ampt ou SCS curve numbers), l'érosion étant simulée simultanément ou séparément, souvent en partant de l'Universal Soil Loss Equation (USLE). Ce module est le plus souvent dérivé de modèles sol-plante locaux, mis au point à l'échelle de la parcelle agricole notamment, et plus ou moins simplifiés. Ils demandent en variables d'entrée ou de forçage, des données climatiques classiques, informations plus ou moins détaillées sur les pratiques agricoles ou les modes d'utilisation de l'espace, ainsi que des informations sur la variation spatiale des types de sols. Pour le phosphore, ceci se heurte à plusieurs difficultés : (1) rendre compte du fait que c'est l'effet cumulatif qui est prépondérant à la fois sur le P-total et sur sa fraction labile, ce qui nécessite soit d'avoir un historique d'entrées-sorties sur une longue période, soit d'utiliser la teneur en P (en général P labile) du sol ou/et de la surface du sol, mais les deux ne sont pas toujours corrélés ; (2) la mobilisation du P ne résulte pas que d'érosion-ruissellement de surface et ne se fait pas toujours avec une dominance des formes particulaires: il faudrait aussi rendre compte des transferts de sub-surface, dominant à certaines périodes et/ou sous certaines occupations de sols, de l'effet « saturation » du sol qui pilote les pertes dissoutes et le transfert vers la sub-surface (Sharpley et al., 2002) ; (3) prendre en compte également l'effet « perte incidente » (incidental loss) lié à la survenue très aléatoire d'épisodes pluvieux immédiatement après épandages (équivalent à une surconcentration en P labile dans les tous premiers cm du sol) ; (4) intégrer la question de la variabilité de la biodisponibilité du P particulaire transféré ; (5) prendre en compte l'érosion des berges, source potentielle de sédiments au pouvoir fixateur important pour le P dissous.

Dans la pratique, beaucoup de modèles se contentent d'une classification de l'occupation des terres assez frustre/ rudimentaire (forêts-terres labourables-prairies-zones bâties) et des pratiques agricoles moyennes. Le concept de HRU (Hydrological Response Units) et ses variantes sont souvent utilisés pour permettre de faire varier le niveau de détail de cette description suivant l'échelle et la disponibilité des données. C'est ainsi que le modèle SWAT peut être appliqué sur des grands bassins fluviaux, où les HRU ne distinguent que les grandes variations de systèmes hydrologiques et de type d'usage des terres (e.g. Grizzetti et al., 2005; Hoang et al., 2013; Huang et al., 2009; Li et al., 2011; Lin et al., 2009; Radcliffe et al., 2009), et sur de petits bassins versants agricoles où une HRU peut représenter une parcelle agricole (Ferrant et al., 2011).

6.2.4.2. Fonctions de transfert et spatialisation

On a évoqué plus haut le modèle ECM pour lequel fonctions de production et de transfert sont représentées par de simples coefficients d'émissions et d'atténuation. Hormis ce type de cas, la fonction de transfert des quantités de nutriments émises par les différents systèmes sol-plante présents sur le bassin versant est, pour une grande majorité de modèles, basée sur une représentation très simplifiée des écoulements hydrologiques, avec la classique distinction entre écoulements superficiels (ou de surface/subsurface) et les écoulements souterrains (ou de nappes ou profonds) (Wellen et al., 2015). Parfois, comme dans la version de base de SWAT, la composante profonde est simplement ignorée. Cette représentation simplifiée justifie que, même si la répartition spatiale des unités de sol-usage des terres est explicite, la géométrie et la topologie de ces transferts ne sont pas représentées (i.e., un seul couple écoulement superficiel/profond est calculé par bassin versant (ou sous bassin versant), par agrégation de toutes les unités d'occupation du sol). Il en résulte que, pour les modèles sur le phosphore, l'érosion hors de la parcelle (rigoles, berges...) n'est souvent pas explicitement modélisée, et les processus de piégeage liés aux structures paysagères sont représentés par des coefficients à caler.

Il est remarquable que cette vision simplifiée des écoulements et des processus de piégeage est assez indépendante du degré de détail de la fonction de production : elle existe à la fois dans les modèles qui, par ailleurs, simulent de façon détaillée les processus sols-végétation (SWAT, INCA, AGNPS...), et on a donc dans ce cas une simulation dynamique au pas de temps journalier, et dans des modèles ayant une fonction de production simple, basée sur des indicateurs de bilan et/ou de mode d'occupation du sol, qui sont alors des modèles plutôt « grands bassins » avec des pas de temps annuel ou mensuel (Moneris, Green, Nutting, etc.). Dans tous ces cas, le niveau à partir duquel la spatialisation devient explicite (i.e., le grain de localisation minimal) est déterminé par la structuration hydrologique : biefs, emboîtements de sous-bassins versants, masses d'eau élémentaires...

Seuls quelques modèles tentent de reproduire la géométrie des chemins de l'eau sur les versants, les plus présents dans la littérature étant SHETRAN, TNT2 et leurs dérivés pour l'azote (Beaujouan et al., 2001; Birkinshaw and Ewen, 2000a; Birkinshaw and Ewen, 2000b; Durand et al., 2015), et l'on peut noter l'intéressant DISPLA pour le phosphore (Meals et al., 2008). En général, ces modèles ne séparent pas arbitrairement écoulements de surface et écoulements profonds, mais distinguent des domaines saturés et non saturés fixes ou dynamiquement variables. Ceci permet en particulier de simuler les interactions latérales engendrées par ces transferts, tels que le piégeage en aval des nutriments mobilisés plus en amont sur le versant. Dans la plupart des cas, ces modèles utilisent un découpage de l'espace systématique et arbitraire (maillage carré, vision « raster »). Plus récemment, des modèles hydrologiques à base vectorielle ont fait leur apparition, avec un découpage plus « naturaliste » (structures parcellaires, réseaux linéaires...) (Lagacherie et al., 2010) mais ils ne sont pas encore appliqués aux transferts de nutriments.

Si ces modèles très détaillés ont un pouvoir de test d'hypothèses et de simulation de scénarios bien plus étendus que les précédents, c'est forcément au dépens de la facilité d'application (temps et puissance de calcul, temps et expertise nécessaires à la constitution de la base de données d'entrées et à l'exploitation des résultats...).

6.2.4.3. Formalismes

Que ce soit pour les fonctions de production ou de transfert, les formalismes utilisés sont, dans le détail, extrêmement variables, depuis des équations physiques ou chimiques générales jusqu'à des fonctions très simplifiées. Variables aussi sont les séquences de processus (ensemble d'équations résolues simultanément, enchaînement sur un même pas de temps ou plusieurs, etc.). Il en résulte une diversité considérable en termes de données nécessaires, temps de calcul, paramétrisation, complexité informatique...

Enfin, au-delà de ces options qui forment l'essentiel du contingent des modèles disponibles et utilisés, on peut aussi remarquer un foisonnement de tentatives souvent inventives, faisant appel à la logique floue, à la modélisation multi-agent, à la modélisation d'ensemble, à la méta-modélisation, etc. (Adams et al., 2015; Barton et al., 2008; Exbrayat et al., 2011; Exbrayat et al., 2010; Housh et al., 2015; Kronvang et al., 2009; Sha et al., 2014; van der Heijden and Haberlandt, 2015).

6.2.4.4. Point sur les modèles développés et utilisés en France

Les modèles développés et utilisés en France couvrent la quasi-totalité de la diversité décrite ici. Si les modèles les plus utilisés à l'étranger, SWAT et INCA, sont parfois appliqués (e.g. (Conan et al., 2003; Durand, 2004; Grusson et al., 2015; Martin et al., 2016; Sun et al., 2016; Tisseuil et al., 2008)), la tendance a plutôt été de développer des modèles adaptés aux contextes étudiés. C'est particulièrement le cas, d'une part, pour le bassin de la Seine, caractérisé par des systèmes de grandes cultures au sein de grands bassins à nappes profondes, avec les modèles SENEQUE-Riverstrahler (Gomez et al., 2003; Sferratore et al., 2005), mettant l'accent sur les processus in-stream (dans le continuum fluvial) et une vision grand bassin, et les modèles Modcou-STICS et CAWAQS (Flipo et al., 2007; Ledoux et al., 2007),

plus mécanistes, et pour des systèmes hydrogéologiques de taille plus réduite. C'est également le cas, d'autre part, pour la Bretagne ou la Gascogne, où la complexité des systèmes de production, la taille réduite des bassins versants et la prépondérance de systèmes à nappes peu profondes a motivé le développement des modèles distribués détaillés de la famille TNT2 (Beaujouan et al., 2001; Benhamou et al., 2013; Dupas et al., 2016; Ferrant et al., 2011; Moreau et al., 2013a). Ces modèles mettent en outre en avant la description détaillée et spatialisée des pratiques agricoles permettant de tester des scénarios d'application de mesures de mitigation très variées, portant sur les pratiques, les systèmes de production et l'aménagement de structures paysagères (Durand et al., 2015). Ils sont en cours d'adaptation au transfert de phosphore (Dupas et al., 2016). La couverture nationale générique, notamment pour l'évaluation du risque d'eutrophisation à des fins de reporting européen, est, quant à elle, assurée par les modèles Nutting-N et Nutting-P, avec une vision empirique à base conceptuelle simplifiée adaptée aux données disponibles à cette échelle (Dupas et al., 2013; Dupas et al., 2015a), mais également applicables à plus petite échelle en intégrant un modèle de culture (Dupas et al., 2015b). Enfin, les approches alternatives ne sont pas absentes, avec par exemple les approches à base de réseaux de neurones ((Anctil et al., 2009) ou de modèles flexibles ((Fovet et al., 2015; Payraudeau et al., 2004; Payraudeau et al., 2002).

6.2.5. Principaux résultats

6.2.5.1. Performances des modèles

En règle générale, pour l'azote et le phosphore dissous, les variations de débits sont de plusieurs ordres de grandeur supérieures aux variations de concentration, et donc il suffit d'une bonne simulation des débits et d'une simulation approximative des concentrations pour avoir de bons résultats en termes de flux de nutriments. La plupart des modèles affiche donc des résultats satisfaisants sur ce critère. Les concentrations dans les grands bassins sont assez tamponnées, avec des variations régulières, souvent saisonnières, et les modèles arrivent aussi assez bien à les simuler. Par contre, les variations rapides de concentrations observées dans les bassins versants de petite taille sont souvent mal reproduites par les modèles (ou non mentionnées dans les articles) (Du et al., 2006; Eisele et al., 2001). Il en est de même pour les fluctuations de concentrations et de flux en phosphore particulaire, pour lesquelles les modélisateurs se heurtent à la double difficulté d'un manque de données de calibration et de la complexité des processus d'érosion et de transport de sédiments et d'interactions solides-solutions.

Force est de constater que le degré d'exigence sur les performances des modèles est souvent assez faible. Ainsi, (Jarvie et al., 2002) considèrent qu'un coefficient de Nash-Sutcliffe de 0.5 pour les débits journaliers et de 0.35 pour les concentrations journalières sont satisfaisants (autrement dit, que le modèle reproduit au mieux la moitié des variations observées). Cela peut se justifier d'un point de vue opérationnel : le pas de temps de l'eutrophisation, ou des effets des mesures de remédiation, est bien supérieur à celui des crues ou des variations journalières, et dans le cas de l'eutrophisation lacustre, ce sont souvent les effets cumulés qui sont déterminants. Par contre, le degré d'incertitude que révèlent ces résultats est assez souvent ignoré quand des comparaisons de scénarios sont effectuées, alors que cela devrait inciter les auteurs à faire preuve de beaucoup de prudence dans leurs conclusions.

Les études de sensibilité ou d'incertitudes existantes montrent le plus souvent à la fois le caractère sur-paramétré des modèles (McIntyre et al., 2005), avec de fortes interactions entre paramètres (Arabi et al., 2007), et la prédominance de quelques paramètres clefs dans l'élaboration des résultats (Krause et al., 2009; Lin et al., 2015). Cela permet à beaucoup d'auteurs de fixer un grand nombre de paramètres sur la base de références (parfois établies dans des contextes très différents) et de faire porter la calibration sur un nombre très réduit de paramètres. On note aussi un effet d'échelle, les applications aux petits bassins versants s'avérant plus sensibles que celles aux grands bassins, probablement du fait de fortes compensations (McIntyre et al., 2005). Ceci peut expliquer aussi pourquoi les modèles distribués s'avèrent moins sensibles à la variabilité spatiale des paramètres qu'à leurs valeurs moyennes (Moreau et al., 2013b).

6.2.5.2. Quelques exemples d'études de scénarios

Parmi les scénarios les plus souvent testés, on trouve en tête l'application sous différentes formes de bonnes pratiques agricoles, voire des « meilleures pratiques agricoles » (BMP) se résumant le plus souvent à une réduction de la fertilisation et à la mise en place de zones tampons. Les modèles les plus détaillés permettent de tester des scénarios plus subtils, tels que l'introduction de couverts hivernaux, la modification du travail du sol ou l'incorporation des pailles. Si les études concluent invariablement, de façon évidente, à une amélioration significative de la « qualité de l'eau » l'ampleur des réponses varie. Selon le contexte de l'étude, l'appréciation de ces réponses varie largement. Dans de nombreux cas, la diminution de flux obtenue est exprimée en % du flux initial, ce qui a des implications très différentes suivant le niveau de ces flux initiaux, qui eux-mêmes varient fortement. Dans les publications concernant les nitrates, l'objectif de respect de la norme de potabilité des 11 mg/L N-NO₃ est souvent cité, et les auteurs concluent en général en l'atteinte de ces objectifs à plus ou moins longue échéance (Cerro et al., 2014; Deneufbourg et al., 2013; Durand, 2004; Ferrant et al., 2013). Mais quand les études se réfèrent à l'obtention d'un objectif chiffré de réduction de l'eutrophisation, cet objectif n'est en général pas atteint en mobilisant ce type de mesures seulement (Booth and Campbell, 2007; Durand et al., 2015). La mise en place de bandes enherbées et/ou de zones tampons ripariennes fait partie des mesures complémentaires les plus souvent testées, mais, là encore, la combinaison de toutes ces mesures ne permet pas toujours de descendre en deçà des TML (total maximum loads) estimés. De fait, plusieurs études explorent pour cela des scénarios plus en rupture, tels que la généralisation de l'agriculture biologique ou de l'agriculture de conservation (Dal Ferro et al., 2016; Granlund et al., 2015; Thieu et al., 2011), ou la conversion de terres arables en prairies permanentes ou en forêt (Zammit et al., 2005). Pour le phosphore, la question de l'impact est résumée à un flux de P total et/ou de P dissous, ce qui est rarement suffisant pour déterminer un risque trophique vis-à-vis d'un milieu lentique.

Sur les grands bassins versants, ce sont souvent les effets des changements de proportions entre différents usages du sol (forêt/cultures/prairies/zones urbaines) qui sont évalués. Sans surprise, le développement des activités sources de nutriments (urbanisation, cultures) augmente les pertes de nutriments. Les changements climatiques (température et régime de transferts) et la hausse du CO₂ sont aussi fréquemment évalués (Aherne et al., 2012). Les études conduisent à des résultats souvent incertains, tantôt à la hausse, tantôt à la baisse, tant pour les concentrations que pour les flux (Dimitriou and Moussoulis, 2010; Donnelly et al., 2011; Durand, 2004; Kaste et al., 2006; Martinkova et al., 2011; Rankinen et al., 2009; Salmon-Monviola et al., 2013; Shrestha et al., 2012; Sjoeng et al., 2009; Skuras et al., 2014; Wright et al., 1998; Ye and Grimm, 2013). Ces résultats contradictoires s'expliquent de diverses manières. D'une part, les effets prévus des changements climatiques sur les flux d'eau varient selon les contextes, globalement à la baisse dans la moitié sud de l'hémisphère nord et à la hausse dans la moitié nord, mais associés souvent à une augmentation de l'ampleur et de la fréquence des événements extrêmes, ce qui peut avoir des effets dans les deux sens. D'autre part, la hausse des températures joue à la fois sur les processus sources (ex : minéralisation de l'azote du sol) et puits (ex. dénitrification). Ensuite, l'incertitude des projections des modèles, tant climatiques qu'hydro-biochimiques, et l'ampleur modérée des variations prévues, font qu'il est difficile de conclure. Enfin, et surtout, ces simulations prennent rarement en compte les changements d'utilisation du sol, induits ou non par les changements climatiques, dont l'effet est probablement bien supérieur à l'effet direct sur le fonctionnement des systèmes.

6.2.6. Limites et points non résolus

Le constat général est que les modèles de transferts de nutriments sont souvent sur-paramétrés, bien que basés sur des représentations souvent sur-simplifiées de la réalité. De plus, la qualité et la précision des données d'entrée et/ou de vérification est souvent insuffisante pour bien contraindre les modèles, même dans le cas d'application à des bassins versants de recherche (Dupas et al., 2016). Ils sont donc souvent vérifiés sur un nombre limité de variables de sortie (souvent seulement débit-flux), dont la

qualité n'est pas toujours optimale en termes notamment de fréquence de mesure et/ou de durée de chronique et de caractérisation de l'impact potentiel (spéciation de P, réactivité environnementale des flux...). Néanmoins, et paradoxalement, les résultats de modélisation sont souvent assez cohérents entre modèles et entre cas d'applications très différents, laissant à penser que les déterminants majeurs sont pour l'essentiel bien simulés. Il n'en reste pas moins que, pour l'essentiel, ces modèles ne peuvent être utilisés en test de scénarios que pour fournir de grandes tendances suite à des modifications fortes des forçages, et sous réserve que les données disponibles pour caler le modèle soient suffisantes, notamment sur la durée et le niveau de résolution (haute fréquence). En effet, la simulation des temps caractéristiques des systèmes (liés à l'inertie biogéochimique des sols, aux stockages hydrologiques, etc.) reste bien souvent la grande faiblesse de ces modèles : calés sur des états supposés stationnaires, la plupart ne sont pas faits *a priori* pour simuler de façon fiable des systèmes en transition, ce qui rend questionnable leur caractère prédictif.

Dans la grande majorité des cas, les études de modélisation se contentent d'estimer des flux et des concentrations de nutriments vers les hydrosystèmes, en considérant N et P indépendamment (ou bien seulement l'un ou l'autre). Les modélisations réellement intégrées de fonctionnement du continuum sont encore très rares, et concernent souvent des systèmes de grande extension qui nécessitent des formalisations simplifiées ne permettant pas d'analyses de scénarios très poussées.

6.3. Modélisation des processus dans le continuum fluvial

Sabine Sauvage, José Miguel Sánchez-Pérez, Jean-Luc Probst

Ecolab – CNRS

Depuis les années 1970, les problèmes d'eutrophisation dans les rivières sont devenus manifestes à cause de leur enrichissement en nutriments. Cet état de fait a suscité le développement de modèles de qualité des eaux ou encore hydro-écologiques spécifiques au cours d'eau. Ces Modèles dans un premier temps, ont concerné les systèmes lenticques où les problèmes d'eutrophisation étaient les plus prégnants.

6.3.1. Corpus bibliographique

Un corpus complet a été obtenu en appliquant l'équation suivante :

TI = (modelling*) AND (river*OR stream*) AND (nutrient* OR eutrophication*)

Il est apparu nécessaire de ne faire porter cette recherche que sur les titres des publications, pour éviter de très nombreux articles ne concernant pas le sujet de l'ESCO. Il est ressorti 1695 publications sur les 15 dernières années. Nous avons ensuite essayé de ne retenir que les publications faisant apparaître les modèles de rivières ayant été testés et éprouvés dans différents cours d'eau. De nombreux articles centrés sur des cas locaux, avec des modèles « faits maisons », et ne faisant pas références dans le domaine, ont été écartés. A cette première liste, nous avons rajouté, à titre d'expert, les publications les plus anciennes, notamment les premières du domaine, ainsi que les revues clés faisant référence.

Au total, 217 articles ont été retenus par cette méthode. Nous avons ensuite, en cours de rédaction, éliminé les références redondantes dans le contenu et dont l'intérêt était minime pour la présente analyse, rajouté des références trouvées dans les citations des premières ou déjà connues à dire

d'expert. Ainsi, le corpus final comprend 92 citations, avec notamment un nombre plus important de références françaises.

6.3.2. Historique sur les modèles d'eutrophisation dans les rivières

Depuis le *S-P model* de Streeter et Phelps (1925), les modèles de qualité des eaux de surface ont évolué sensiblement pour simuler la pollution des eaux de surface. Les premiers modèles étaient empiriques (Vollenweider, 1968) et n'intégraient pas ou très mal les processus physiques et biologiques, qui étaient pris en globalité dans un contexte spatial et temporel variable (Jorgensen, 1976), avec 2 variables d'état (l'oxygène dissous – OD - et la demande biologique en oxygène – DBO). De nombreux modèles biophysiques ont ainsi été développés (e.g. Caussade et al., 1978 ; Chaussavoine, 1979; Delclaux, 1980; Lung et Paerl, 1988). Avant 1975, ces modèles incluaient les cycles de N et P, le phytoplancton et le zooplancton et ils se focalisaient sur les relations entre les taux de croissance biologique (phytoplancton et zooplancton) et les nutriments, la lumière, et la température. Après 1975, le nombre de variables et de facteurs de contrôle dans les modèles augmentent sensiblement avec l'apparition des modèles à 3 dimensions pour représenter en premier lieu des secteurs très limités de systèmes lentiques. Puis, les modèles sont devenus plus élaborés, moins empiriques et plus mécanistes avec l'intégration d'une dizaine de variables d'état (Brown et Narnwell, 1987) pour prendre en compte : les variations spatiales et temporelles des organismes et des concentrations en solutés (Salençon et Thébaud, 1994), la matière en suspension, différentes classes d'algues, de zooplancton, d'invertébrés, de plantes et de poissons (Wlosinski et Minshall, 1983), plusieurs sources ponctuelles et diffuses dans des systèmes lentiques ou lotiques où le milieu est décrit avec 0, 1, 2 ou 3 dimensions (Wang et al., 2011; Xu et al. 2003).

Plus de 100 modèles de qualité des eaux de surface existent aujourd'hui. Cao et Zhang (2006) ont tenté une classification des modèles sur la base du type d'eau de surface, des hypothèses, de la dimension spatiale et des cinétiques de dégradation. Cependant, chaque modèle a été construit par rapport à un objectif précis et possède son propre domaine de validation (Yih et Davidson, 1975).

Plus récemment, les modèles de qualité des eaux ont commencé à être combinés à des modèles « bassin versant » pour prendre en compte les sources de pollution d'abord ponctuelles puis diffuses comme variables d'entrée (Hunsaker et Levine, 1995 ; Tim et Jolly, 1994). L'impact des sédiments comme facteur de contrôle de la lumière a été intégré dans les processus. Durant cette période, plusieurs modèles « bassin versant » incluant QUAL (Grenney et al., 1978 ; Brown et al., 1987), MIKE11 (Danish Hydraulics Institute, 1993), WASP (Ambrose et al., 1988, 1993), QUAL 2K (Fang et al., 2008), WASP (Artioli et al., 2005), QUASAR (Whitehead et al., 1997; Sincock et al., 2002), SWAT (Arnold et al., 1995), MIKE 21 (Danish Hydraulic Institute, 1996) et MIKE 31 (Wang et al., 2011) ont été développés (Cf partie précédente 6.2).

De nos jours, parmi les modèles les plus cités et utilisés pour les systèmes lotiques, on peut citer QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987), PROSE (Even, 1995), RIVE (Garnier et al. 2002), KALITO (Lesouef et Andre, 1982) et MONET (Billen et al., 1995). Peu d'entre eux tentent une intégration des processus hydro-écologiques à l'échelle du réseau hydrographique ou à l'échelle du bassin versant : AGIRE (Rietjens et al., 1995), RIVERSTRAHLER (Hannon et al., 1998), PEGASE (Smitz et al., 1997) et SWAT Model (Arnold et al., 1998). Kannel et al. (2011) concluent que ces modèles de rivières (e.g., QUAL2EU, WASP7, et QUASAR) sont les plus adaptés pour la simulation de l'oxygène dissous le long des cours d'eau. Plus généralement, des pays comme les USA et les pays européens ont développé des modèles plus évolués (Danish Hydraulics Institute, 1993 ; 1996) comme par exemple les modèles RIVE (Garnier et al. 2002), PROSE incluant RIVE (Even, 1995) et PEGASE (Smitz et al., 1997). Cependant ces modèles restent sous-utilisés et donc sous-évalués en comparaison avec les modèles incluant des modules plus spécifiques. Dans le tableau 6.1 sont résumés les principaux modèles représentatifs des modèles existants sur les modèles de qualité des eaux de surface orientés eutrophisation.

Tableau 6.1 : Principaux modèles de qualité des eaux de surface orientés eutrophisation et leurs principales caractéristiques.

Modèles	Version	Caractéristiques
Streeter-Phelps models	Thomas BOD-DO; O'Connor BOD-DO; Dobbins-Camp BOD-DO	Le modèle de Streeter et Phelps établit le premier modèle S-P en 1925. Ce type de modèles se focalise sur un bilan d'oxygène et un taux de dégradation d'ordre 1 pour la demande biologique en oxygène. Modèle stationnaire à 1 dimension.
QUAL models	QUALI, QUALII QUAL2E, QUAL2E, UNCAS QUAL 2K	L'agence de protection de l'environnement aux Etats-Unis (US EPA) a développé le modèle QUAL 1 en 1970. Les modèles de type QUAL et ses dérivés sont adaptés pour des réseaux fluviaux très densément et régulièrement ramifiés et pour des pollutions diffuses, décrivant un état stationnaire à 1 dimension ou des états dynamiques.
WASP models	WASP1-7 models	L'US EPA a développé le modèle WASP en 1983. Les modèles de type WASP et ses dérivés sont adaptés à la simulation de la qualité des eaux de surface dans les rivières, lacs, estuaires et zones humides côtières et réservoirs. Modèles à 1, 2 ou 3 dimensions.
QUASAR model	QUASAR model	Whitehead présente ce modèle en 1997. Le modèle QUASAR est adapté pour la simulation de l'oxygène dissous dans les grands fleuves. Modèle dynamique à 1 dimension incluant les modules PC_QUASAR, HERMES, et QUESTOR.
MIKE models	MIKE11 MIKE21 MIKE 31	Le Denmark Hydrology Institute a développé le modèle MIKE et ses dérivés, modèles adaptés pour la simulation de la qualité des eaux dans les rivières, estuaires, zones humides côtières. Modèles à 1, 2 ou 3 dimensions.
BASINS models	BASINS1 BASINS2 BASINS3 BASINS4	L'USEPA a développé ces modèles en 1996. Les modèles BASINS sont des systèmes d'analyses environnementales à multiples objectifs. Ils intègrent des pollutions ponctuelles et non ponctuelles. Les modèles BASINS sont adaptés pour la simulation des eaux de surface à l'échelle du bassin versant.
EFDC model	EFDC model	Le Virginia Institute of Marine Science a développé ce modèle. L'USEPA a listé le modèle EFDC comme un outil pour la gestion de la qualité des eaux en 1997. Ce modèle est adapté pour la simulation de la qualité de l'eau dans les rivières, les lacs, les réservoirs, les estuaires, les zones humides. Modèle à 1, 2 ou 3 dimensions.
RIVE	RiverStralher PROSE SENEQUE	Développés par l'Université Pierre et Marie Curie, ce modèle représente des processus biologiques qui affectent le fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques de surface. Il prend en compte la dynamique du phytoplancton (diatomées et algues vertes selon le modèle AQUAPHY, la dynamique du zooplancton, l'activité des bactéries hétérotrophes, l'activité des nitrifiantes, la minéralisation benthique.
PEGASE		Modèle développé par Aquapole-Université de Liège (Belgique). PEGASE comprend un sous-modèle hydrologique et hydrodynamique, un sous-modèle thermique et un sous-modèle de la qualité de l'eau et du fonctionnement de l'écosystème aquatique. PEGASE calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau et calcule l'évolution de l'eutrophisation.

Ces modèles sont soit axés sur l'hydraulique fluviale avec un module biologique simplifié, soit axés sur le fonctionnement biogéochimique avec une hydrologie simplifiée. Il reste encore de nos jours en suspens la prise en compte au sein d'un même modèle des contextes hydro-morphologiques différents dans un même continuum fluvial, sachant que les processus hydro-écologiques contrôlant l'eutrophisation ne sont pas les mêmes en système lentique et lotique. Reste également en suspens la prise en compte des compartiments annexes (interfaces du cours d'eau, zones de stockages transitoires annexes ...). La difficulté est de pouvoir concilier la modélisation de la dynamique des écoulements (hydraulique et transport) au sein d'une structure physique hétérogène avec les processus biogéochimiques de transformation qui ont des dynamiques spatiales et temporelles différentes. D'autres travaux ont fait des tentatives d'intégration par modélisation du rôle de ces compartiments annexes dans le continuum fluvial vis-à-vis des flux de nutriments. A l'échelle d'un tronçon de cours d'eau, Peyrard *et al.* (2008) ont développé le modèle 2SWEM (Surface-Subsurface Water Exchange Model), 2D plan couplant l'écoulement et le transport d'éléments entre la surface et la sub-surface (zone hyporhéique) à méso-échelle (quelques kilomètres) en interaction avec la nappe souterraines d'accompagnement qui interagit fortement avec les eaux de surface et contribue à sa purification (Bernard-Jannin *et al.*, 2017). La zone hyporhéique *sensu lato* incluant la nappe alluviale d'accompagnement proche du cours d'eau est en effet (a) une zone de stockage transitoire importante en terme de quantité d'eau pendant les périodes de crue (ex : 100 000 m³ échangés en 6 mois pour l'année 2005 sur un méandre de la Garonne), (b) une zone active vis-à-vis des processus d'auto-épuration (ex : 160 kg de nitrates dénitrifiés dans le même méandre en 6 mois sur la même période). Au niveau de la nappe alluviale, l'impact des pratiques agricoles sur la pollution des eaux souterraines a

été montré par couplage des fuites de nitrates sous racinaires issus du modèle STICS (Mary et al., 1999 ; Brisson et al., 1998, 2002, 2003) avec le modèle d'écoulements souterrains en interaction avec la rivière 2SWEM (Peyrard et al., 2008). La géomorphologie du cours d'eau joue un rôle important sur les zones d'échanges entre les eaux de surface et la nappe, et l'hétérogénéité de la contamination des eaux souterraines par les fuites de nitrates résulte des différences de pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle (Jego et al., 2008). Une quantification des processus de dénitrification a été par exemple effectuée à partir des outils de modélisation complexe à l'aide du modèle mécaniste basé sur l'équation de la mécanique de fluides MOHID (Bernard-Jannin et al., 2016) sur plusieurs méandres de fleuves européens (Garonne, Ebre, Tage, Bidassoa). Une simplification des processus de dénitrification a été testé dans le modèle SWAT (Sun et al., 2016, 2017). La quantification obtenue par modélisation avec les deux approches représente une destruction annuelle moyenne de 100 kg de N/ha/an dans la zone humide riparienne.

6.3.3. Exemple de modèle : le cas du modèle Rive et ses extensions

Le modèle RIVE inclut dans le modèle Sénèque/Riverstrahler, a été développé au sein de l'UMR Sisyphe et dans le cadre du programme PIREN-Seine depuis plus de 20 ans (<http://www.piren-seine.fr/>). Il s'agit d'un modèle spatialisé, déterministe et mécaniste, décrivant les processus biogéochimiques s'opérant au sein de la colonne d'eau d'un tronçon de rivière.

Le modèle décrit le réseau hydrographique de n'importe quel système fluvial comme une combinaison de bassins versants et d'axes caractérisés par leur morphologie. Le flux d'eau traversant ce réseau correspond au débit spécifique, discrétisé en débit de surface et en débit de base, grâce au filtre récursif de Eckhardt (Eckhardt, 2008). Le principe est de coupler ces débits transitant au travers du réseau hydrographique à un modèle décrivant les processus biologiques, microbiologiques et physiologiques que se développent au sein de la colonne d'eau. La cinétique de ces processus est décrite par le modèle RIVE (Figure 6.1) dont une description détaillée est disponible dans Garnier et al. (2002).

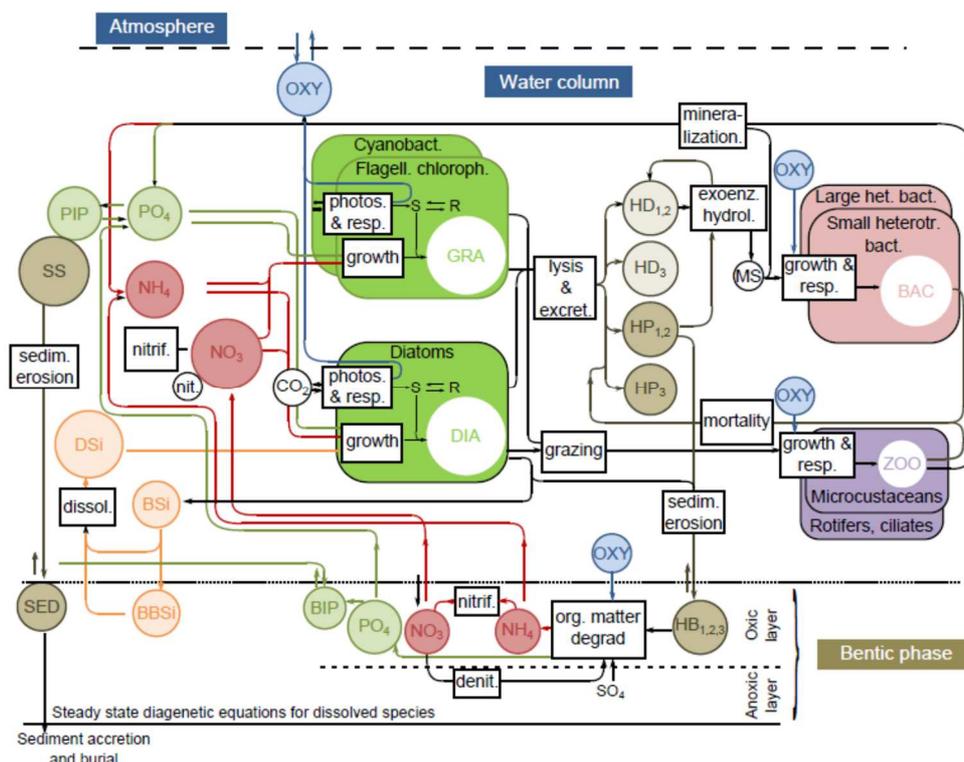


Figure 6.1 : Représentation schématique du modèle RIVE, dérivée de Thouvenot et al. (2007).

Les variables décrites comprennent les nutriments, l'oxygène dissous, les matières en suspension, le carbone organique dissous et particulaire et les biomasses algales, bactériennes et zooplanctoniques. Les principaux processus pris en compte concernent la transformation, l'élimination ou l'immobilisation des nutriments au cours de leurs transferts au sein du système hydrographique dont la production primaire algale, la dégradation aérobie ou anaérobie de la matière organique par les bactéries planctoniques et benthiques, la nitrification, la dénitrification, l'adsorption et la désorption du phosphore. Tous ces processus sont explicitement décrits et quantifiés.

Le modèle prend en compte les nutriments d'origine diffuse et ponctuelle, issus des activités humaines. Les sources diffuses sont associées aux concentrations de flux de surface, sub-surface et sous racinaires, d'azote, de phosphore et de silice. Les sources ponctuelles correspondant aux rejets de stations d'épuration et d'industries précisément localisés sur le réseau hydrographique. Le modèle Seneque/Riverstrahler a été largement validé sur les 3S « Seine, Somme et Scheldt » (Thieu, 2009; Billen et al., 2005, 2009c), mais aussi sur des systèmes fluviaux tropicaux comme le Fleuve Rouge au Vietnam (Quynh et al., 2005) et son delta (Luu et al., 2012).

Les processus décrits par le modèle RIVE (figure 6.1), incluant la partie colonne d'eau et benthos, restent très complets. Leur paramétrisation réduite permet une application dans différents contextes fluviaux.

6.3.4. Modélisation des mécanismes d'eutrophisation et architectures des modèles

Dans ce paragraphe, les processus classiquement pris en compte dans les modèles de rivière sont détaillés sachant que chaque modèle est plus ou moins performant pour l'un ou l'autre des processus biotiques et/ou abiotiques.

Un modèle d'eutrophisation, sur sa partie biogéochimique, vise à simuler la concentration du phytoplancton (généralement par la concentration en chlorophylle a (chl_a)), et son implication dans le niveau d'oxygène et les cycles des nutriments. Le modèle conceptuel d'un modèle d'eutrophisation type rivière peut être schématisé par la figure 6.2.

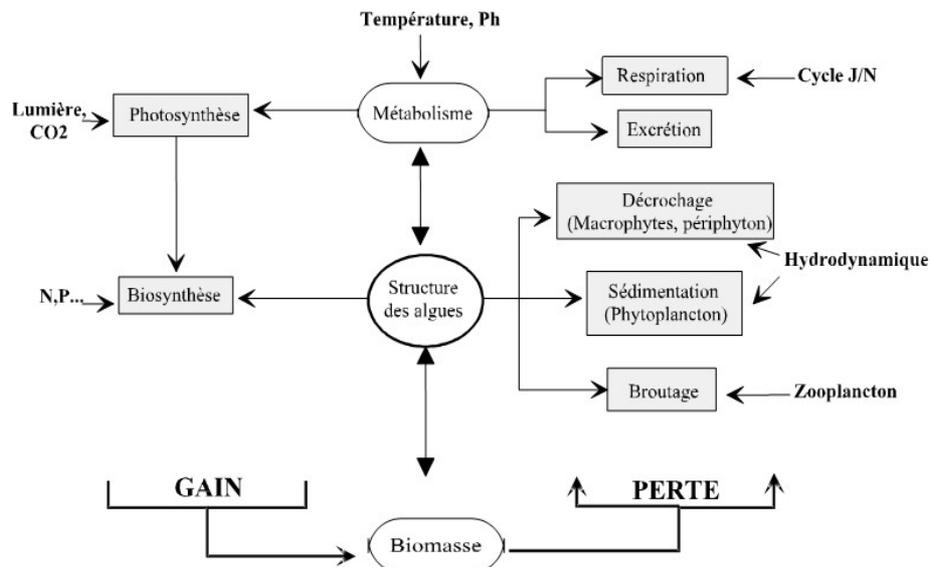


Figure 6.2 : Modèle conceptuel de la dynamique de la biomasse algale dans les eaux de surface, adapté du cours de JM Thébault (2002).

Les modèles les plus complets intègrent un module hydrodynamique composé d'un module hydraulique, d'un module de transport et d'un module biogéochimique associé aux processus liés aux cycles des nutriments. Souvent les modèles s'arrêtent à la simulation de la biomasse et ne vont pas jusqu'à la simulation des teneurs en oxygène dissous.

Les variations de la qualité de l'eau de surface sont régies par les processus de transport (advection/dispersion/diffusion), les processus d'échanges (Sources/Puits) avec le milieu associé à la masse d'eau de surface, et les processus de transformation régis par les processus biogéochimiques.

Pour le modèle hydraulique, les équations de Naviers-Stokes sont classiquement connues pour générer les variables liées à l'écoulement (Vitesse de l'eau dans les 3D et coefficients de diffusion turbulentes). Pour les modèles de rivières, on utilise plus couramment les équations de Navier Stokes intégrés sur la verticale et/ou l'horizontale (1D, 2D) qu'on appelle les équations de St Venant (2D plan ou 1D) ainsi que leurs dérivées en fonction d'un certain nombre d'hypothèses (Onde Cinématique ou Onde Dynamique).

Les équations de transport régissent le transport par advection/dispersion/diffusion d'un élément dissous ou particulaire en suspension dans tous les cas conservatifs. Généralement, dans les modèles de rivières, le transport par diffusion est négligé et la dispersion est régie par la dispersion par convection différentielle (c'est-à-dire due à la variation transversale et verticale des vitesses). La résolution de l'ensemble de ces équations est pour la plupart effectuée par des méthodes numériques aux différences finies et/ou volumes finis. Pour les équations de transport, différentes méthodes s'offrent en fonction des nombres de courant (nombre adimensionnel, rapport vitesse de courant sur la célérité des ondes) pour éviter les instabilités numériques.

Concernant les processus de transformation, l'utilisation des cinétiques de Monod et des résolutions par Runge-Kutta des systèmes d'équations reste encore très classiques et sont utilisés dans les premiers modèles. Par la suite, associées aux puissances de calcul, d'autres méthodes de calcul, comme les méthodes aux différences finies et éléments finis, ont été utilisées dans les modèles pour les relations non-linéaires basées sur 1D ou 2D voir 3D. Pour les équations liées à la dynamique des matières en suspension, le modèle d'érosion/sédimentation le plus classiquement utilisé est basé sur les équations de Partheniades (1965) basées sur des processus physiques. La variable dominante des équations de Partheniades est la contrainte de cisaillement au lit de la rivière. Si cette contrainte est sous un taux de cisaillement critique de sédimentation, la sédimentation peut survenir. Lorsque les contraintes sont trop fortes, le sédiment de fond peut être érodé. Comme pour la sédimentation, une contrainte de cisaillement critique détermine le seuil à partir duquel l'érosion commence.

Concernant les processus liés aux nutriments et aux processus d'eutrophisation sans prise en compte des phénomènes abiotiques, le schéma classique du modèle conceptuel régissant les modèles les plus utilisés est illustré dans la figure 6.3.

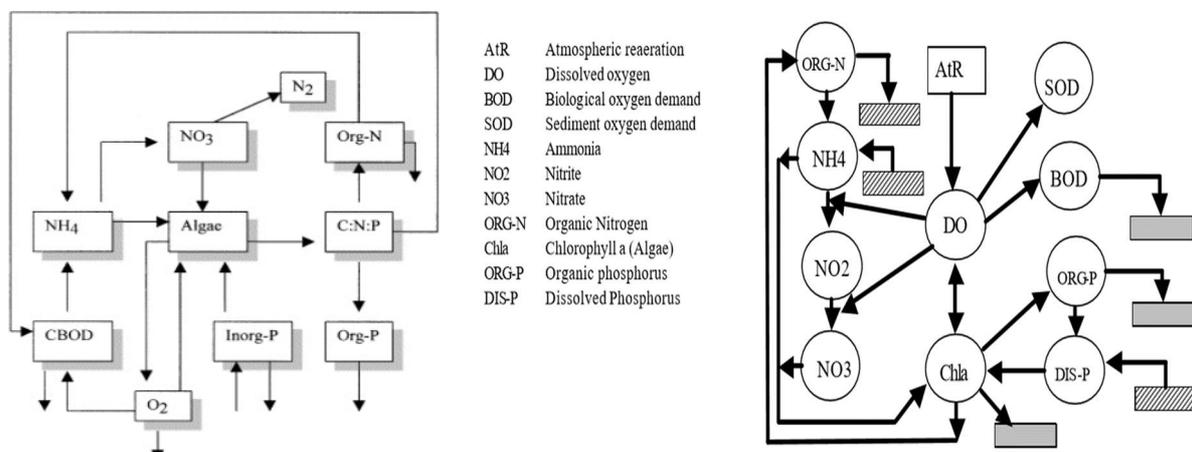


Figure 6.3. A gauche, schéma des processus pris en compte dans les modèles classiques d'eutrophisation dans les cours d'eau. A droite exemple du modèle QUAL2 (Brown et Barnwell, 1987).

Les modèles d'eutrophisation comme QUAL2 incluent la dégradation de la matière organique, la croissance et la respiration des algues, la nitrification, l'hydrolyse de l'azote organique et du phosphore, la ré-aération par l'oxygène dissous de l'eau, la sédimentation des algues, le phosphore et l'azote organique, la consommation d'oxygène par les sédiments, le flux d'azote et de phosphore venant des sédiments. Les processus modélisés intègrent les effets de l'oxygène dissous, de N et du P et sont résumés dans le tableau 6.2.

Tableau 6.2 : Matrice des Processus physiques et biogéochimiques du modèle QUAL2 (Rauch et al., 1998).

Component	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Process rate
Process	DO	BOD	ABM	ORG-N	NH4	NO2	NO3	ORG-P	DIS-P	[ML ⁻³ T ⁻¹]
1 Reaeration	1									K2·(DO _{sat} -DO)
2 Biodegradation	-1	-1								K1·BOD
3 BOD sedimentation		-1								K3·BOD
4 Sediment DO demand	-1									K4/d
5 Photosynthesis	a3		1		-0.07·F _{NH4}		-0.07·(1-F _{NH4})		-0.01	μ _{max} ·ABM·f(L,N,P)
6 Respiration	-a4		-1	0.07				0.01		ρ·ABM
7 Algae sedimentation			-1							σ1/d·ABM
8 Nitrogen Hydrolysis				-1	1					β3·ORG-N
9 Nitrification 1st step	-3.43				-1	1				β1·NH4·f(nitr)
10 Nitrification 2nd step	-1.14					-1	1			β2·NO2·f(nitr)
11 N sedimentation				-1						α4·NH4
12 N sediment release					1					σ3/d
13 P hydrolysis								-1	1	β4·ORG-P
14 P sedimentation								-1		σ5·ORG-P
15 P sediment release									1	σ2/d

where DO = dissolved oxygen [ML⁻³]; DO_{sat} = DO saturation concentration [ML⁻³]; BOD = biochemical oxygen demand of organic material [ML⁻³]; ABM = algal biomass [ML⁻³]; ORG-N = organic nitrogen [ML⁻³]; NH4 = ammonia-N [ML⁻³]; NO2 = nitrite-N [ML⁻³]; NO3 = nitrate-N [ML⁻³]; ORG-P = organic phosphorus [ML⁻³]; DIS-P = dissolved phosphorus [ML⁻³]; K2 = reaeration coefficient [T⁻¹]; K1 = deoxygenation coefficient [T⁻¹]; K3 = BOD settling rate [T⁻¹]; K4 = sediment oxygen demand rate [ML⁻²T⁻¹]; d = mean stream depth [L]; μ_{max} = maximum algal growth rate [T⁻¹]; ρ = algal respiration rate [T⁻¹]; σ1 = algal settling rate [LT⁻¹]; σ2 = benthos source rate for P [ML⁻²T⁻¹]; σ3 = benthos source rate for N [ML⁻²T⁻¹]; α4 = N settling rate [T⁻¹]; σ5 = P settling rate [T⁻¹]; β1 = ammonia oxidation rate [T⁻¹]; β2 = nitrite oxidation rate [T⁻¹]; β3 = N hydrolysis rate [T⁻¹]; β4 = P hydrolysis rate [T⁻¹]; a3 = stoichiometric coefficient gO/gABM []; f(L,N,P) = algal growth limitation factor; f(nitr) = nitrification limitation factor; F_{NH4} = ammonia preference factor.

Quelques modèles offrent une description complète des échanges de nutriments à travers l'interface eau-sédiment, alors que d'autres travaillent sur des bilans de flux « entrée/sortie » comme conditions aux limites (Delmotte 2007 ; Thouvenot et al. 2007). Le phosphore est très souvent le facteur limitant dans les modèles d'eutrophisation et une revue des études de rétention de phosphore dans les cours d'eau est décrite par Reddy et al. (1999). Dans certains modèles, seul un type d'algue est pris en compte et représente toutes les communautés, dans d'autres modèles plusieurs espèces d'algues sont décrites et intègrent les successions algales. Les modèles d'eutrophisation sont basés sur des rapports stœchiométriques constants pour le phytoplancton ou sur des rapports variables (Jorgensen, 1994). Dans la plupart des modèles, la biomasse algale est exprimée au travers du carbone et convertie en chlorophylle a, en utilisant le rapport fixe ou variable Chla/C. La plupart des modèles d'eutrophisation ne décrivent pas le cycle complet du carbone. Cependant, comme la plupart inclut le cycle de l'oxygène dissous, la matière organique est exprimée en termes de Demande Biologique en Oxygène (DBO). Certains modèles incluent le zooplancton soit en termes de variable de forçage soit en tant que variable d'état. Les interactions entre zooplancton et phytoplancton sont souvent décrites de manière simplifiée sur la base d'une fonction de forçage ou sous un terme de perte constante de phytoplancton. Enfin, dans tous les cas, l'ensemble de ces modèles ne prennent pas en compte les relations trophiques de manière suffisantes, ni l'effet des contaminants toxiques (métaux, pesticides, molécules émergentes ...) sur l'évolution des processus associés au phénomène d'eutrophisation.

Si on se focalise sur la partie biogéochimique, les résultats des simulations de ces modèles varient peu d'un modèle à l'autre, mais ils sont plus ou moins satisfaisants en fonction de la validité de chaque

modèle dans son domaine d'application. Au départ, le cours d'eau était donc considéré comme un tuyau, mais très vite des tentatives d'intégration du rôle des interfaces liées aux lits mineurs et majeurs vis-à-vis des cycles biogéochimiques ont été effectuées dans les modèles de manière plus ou moins complexe. En effet, la plupart des modèles liés à l'eutrophisation se focalisent sur les processus dans la colonne d'eau et le phytobenthos, notamment en terme de croissance algale globale. De nombreux modèles sont complémentaires, intégrant la description des relations macrophytes-nutriments, particulièrement pour les petits cours d'eau. Barendregt et Bio (2003) ont rédigé une revue sur les modèles simulant l'effet de la quantité et de la qualité de l'eau sur les macrophytes, aux échelles du site, locales et régionales. A la vue des recherches croissantes en écohydrologie (Zalewski, 2000, 2002), l'impact des macrophytes sur l'hydrodynamique est étudié (Tabacchi, et al., 2000; Green, 2005).

Très peu de modèles prennent en compte le rôle des compartiments adjacents du lit mineur et du lit majeur influençant les cycles de N et P ainsi que l'oxygène dissous, comme par exemple la zone hyporhéique (Marmonier et al. 2012, Vervier et al. 2009) ou encore le rôle spécifique du périphyton ou du biofilm épilithique. Ces compartiments sont notamment présents dans les cours d'eau de montagne mais aussi dans les cours d'eau à tirant d'eau faible et forte vitesse relative (Kim et al., 1992 ; Bencala et al., 1993; Morrice et al., 1997; Uehlinger et al., 1996 ; Boulêtreau et al. 2006, 2008, Graba et al., 2014). Par ailleurs, très peu de modèles voire aucun, prennent aussi en compte le rôle particulier des interactions entre la nappe et le cours d'eau principal (Flipo et al. 2014, Sanchez-Perez et al. 2003 ; Weng et al. 2003, Peyrard et al. 2008, 2011) source potentielle de nutriments diffus venant des nappes chargées dans un contexte d'occupation du sol fortement agricole.

Dans les rivières, toutes les observations associées à la modélisation montrent l'existence de mécanismes d'eutrophisation dépendants du temps de résidence et de la compétition entre phytoplancton et phytobenthos. Vollenweider (OECD, 1982) démontre l'importance du temps de résidence dans un lac comme variable de contrôle majeure sur la capacité des algues planctoniques à consommer les nutriments. Pour les cours d'eau, la variable équivalente est le temps de parcours d'un volume d'eau. On a donc des tronçons profonds souvent courts, avec des temps de résidence longs où dominent les algues planctoniques quand les concentrations en nutriments sont élevées. Dans ces cas de figure, les modèles type lacs sont largement appliqués. Par exemple, Reynolds et al. (1998) modélisent la biomasse algale et l'évolution de la diversité algale dans la partie basse de la Tamise (UK), à partir d'une modification mineure du modèle lac PROTECH. De même, le modèle de Thébault et Qotbi (1999), qui modélise la dynamique du phytoplancton dans la rivière Lot (France), fortement anthropisée par la présence de retenues successives, utilise un modèle appliqué au lac. Inversement, sur des rivières présentant des typologies différentes comme par exemple une forte vitesse relative de courant et un faible tirant d'eau, d'autres types de modèles sont utilisés. C'est le cas par exemple dans la rivière Frome (Dorset, UK), où MarkerandGunn (1977) montre que les algues en suspension ne sont pas des espèces planctoniques mais proviennent des espèces benthiques remises en suspension. Ce dernier constat a été aussi fait sur le fleuve de la Garonne par Améziane et al. (2001) et modélisé par Boulêtreau et al. (2006,2008).

Dans le même ordre d'idée, la continuité lac/cours d'eau est très peu prise en compte dans les modèles d'eutrophisation. Soit le système type lac est très bien modélisé et pas le système type rivière, ou, inversement, comme nous venons de le voir ci-dessus. Pourtant, un lac ou un cours d'eau peuvent représenter un inoculum important pour l'aval, sachant que les conditions aux limites de chaque système sont très importantes dans la réponse des variables de sortie du modèle de la qualité d'eau. La prise en compte de la continuité spatio-temporelle de ces mécanismes dans un modèle unique reste donc essentielle bien que difficile.

La problématique actuelle en termes de développement reste tout de même l'intégration du rôle de ces interfaces (milieu hyporhéiques, interface eau/sédiment, interface nappe-rivière, ...) liées à l'évolution hydro-morphologique du cours d'eau et de leurs influences sur les cycles biogéochimiques au sein de la colonne d'eau et du sédiment de fond, notamment pour N et P responsables des

phénomènes d'eutrophisation. Wagenschain et al. (2005) montrent des différences dans la rétention de l'azote entre des secteurs à méandres et les secteurs chenalisés. Mais ceci reste difficile à formaliser dans les modèles car ce sont des taux de rétention mesurés ponctuellement. De même, Doyle et al. (2003) rassemble dans une revue le rôle de l'hydromorphologie dans la rétention du phosphore dans les cours d'eau. Mosselman (1995) fait une revue sur les modèles mathématiques qui prédisent les changements de la géomorphologie des cours d'eau, qui restent encore très difficiles à prendre en compte dans les modèles et importants en terme d'évolution géomorphologique et d'évolution des interfaces actives vis-à-vis des flux de nutriments. Les processus biogéochimiques dans les premiers centimètres de la zone hyporhéique ont un profond impact sur la chimie des eaux de surface et de nombreux travaux ont été effectués par Sophocleous (2002) à ce sujet. Dans leur ouvrage, Jones et Mulholland (2000) ont fait une excellente revue sur le sujet. D'autres revues bibliographiques incorporant le rôle de la zone hyporhéique dans les modèles de qualité des eaux ont été effectuées par Runkel et al. (2003) et Supriyasilp, et al. (2003).

Nous soulignons donc le manque de prise en compte des caractéristiques hydro-morphologiques qui interviennent non seulement dans l'hydraulique et le transport des éléments mais aussi dans le rôle des habitats associés que nous avons nommés ici interfaces (sédiments, zone hyporhéique, interactions nappe-rivière) impliqués dans les flux d'eau, les cycles N et P et les teneurs en oxygène dissous. En termes de méthodologie, les incertitudes liées aux paramètres hydrodynamiques restent importantes vis-à-vis des variables de qualité des eaux et sont très peu étudiées dans les approches de modélisation.

Un autre problème est encore la prise en compte du niveau d'eutrophisation d'un tronçon de cours d'eau à partir d'indicateurs adaptés au système rivière et non pas à partir de ceux utilisés pour caractériser le niveau trophique des lacs comme la chl_a. Si le niveau de chl_a dans la colonne d'eau peut être un indicateur d'eutrophisation pour les rivières plutôt lenticques comme la Seine, il n'est pas pertinent pour les rivières lotiques comme la Loire ou la Garonne, où les vitesses de l'eau sont relativement rapides et les profondeurs faibles. L'intégration de la diversité hydro-géomorphologique des cours d'eau le long du continuum fluvial nécessite donc de repenser l'adéquation des variables d'état dans la conceptualisation des modèles.

Autres publications importantes en lien avec le sujet :

6.3.5. Modèles bassin versant intégrant les apports diffus et les modèles de rivières

Le projet Européen EUROHARP (Kronvang et al., 2009) a comparé l'utilisation de 9 modèles « bassin versant orienté » sur les transferts de flux d'azote et de phosphore vers les eaux de surface. L'utilisation des modèles a été appliquée sur 17 bassins versants d'Europe couvrant des conditions pédo-climatiques différentes, et présentant une occupation des sols et des pratiques agricoles différentes. La plupart de ces modèles ont été décrits dans la partie précédente sur la modélisation des transferts diffus de nutriments dans les bassins versants (7.3). Si on se focalise sur la partie continuum fluvial des modèles, une grande partie des modèles représente la dynamique de transfert de nutriments par des bilans de flux à l'échelle annuelle et les processus par des taux de rétention qui sont paramétrisés (N-Exper model, Global-NEWS models, Green model, MONERIS model, Polflow, Sparrow models). L'autre partie, minoritaire représente les processus de transfert beaucoup basé sur des description mathématique à base physique à des échelles de temps plus courtes et à des échelles d'espace variables (échelles de tronçon à définir par l'utilisateur) comme par exemple les modèles SWAT. Ce dernier inclue le modèle QUAL2E pour la partie rivière et intègre à la fois des équations mécanistiques de transfert d'eau et de nutriments (N et P) dans les cours d'eau avec des relations paramétriques pour certains processus, notamment ceux liés aux processus dans les sédiments, et ceci à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique. Le modèle Riverstrahler/Sénèque incluant le modèle RIVE pour la partie « rivière » propose des formulations sur la base de cinétiques décrivant les dynamiques de nutriments, de phytoplancton, de zooplancton et des bactéries à l'échelle décadaire.

Les analyses d'incertitudes dans ces types de modèle :

McIntyre et Wheeler (2004) mettent en évidence le besoin de continuer à travailler sur les incertitudes liées à ce type de modèles. Il est important ici de parler des incertitudes associées aux variables de sorties de ce type de modèle, dues aux erreurs liées aux données servant à la démarche de modélisation et liées à la structure du modèle. Les sources d'erreur incluent : a) les erreurs liées à l'utilisation des données comme conditions initiales et conditions aux limites dans le modèle « rivière », b) les erreurs liées aux données utilisées pour la calibration et la validation des résultats du modèle et c) les erreurs liées à la structure même du modèle qui incluent les hypothèses de modélisation, des équations, des résolutions de ces équations donc des solutions, et des paramètres. Plusieurs analyses d'incertitudes ont été menées sur des modélisation en qualité des eaux de surface, comme par exemple : sur le transport des polluants organiques (Giri et al., 2001) et inorganiques (Carroll et Warwick, 2001) ; sur le modèle de Streeter-Phelps concernant la dynamique de l'oxygène dissous (Warwick et al., 1997; Maihot et Villeneuve, 2003) ; sur les relations phytoplancton-nutriments dans QUAL2E (McIntyre et al., 2003), appliqué sur la rivière du Biebrza (van der Perk et Bierkens, 1997) et sur le transport des nutriments (Whelan et al., 1999). Cependant la plupart de ces études ont porté sur les incertitudes associées à des conditions stationnaires sur les variables de sortie et n'ont donc pas concerné l'impact des paramètres hydrodynamiques. Sincock et al. (2003) ont effectué une analyse d'incertitudes sur les paramètres hydrodynamiques sur un modèle de qualité dynamique mais ils ont utilisé la formulation de l'onde cinématique (formulation simplifiée des équations de St Venant). Par contre, Ambrose, et al (1993), ont montré en utilisant les équations complètes de St Venant que l'évaluation du coefficient de rugosité (K_s) a un impact important sur l'incertitude des variables de sortie du modèle de qualité. De même les conditions initiales comme données sur les nutriments mais aussi les sources de nutriments ponctuelles et diffuses sont autant d'incertitudes importantes à l'échelle d'un tronçon de cours d'eau qui impactent la qualité des sorties du modèle. Une autre source d'erreur concerne la propagation d'erreurs d'un modèle à l'autre quand il s'agit de faire du couplage interne ou externe, par exemple lorsque le module hydrodynamique permet d'alimenter le module de transport-réaction.

Une des solutions qui devrait permettre d'évaluer les erreurs liées à la structure du modèle est de faire du « cross-model », c'est-à-dire de la validation croisée avec à minima 2 modèles de structures différentes, utilisant les mêmes données d'entrée. Ceci permettrait d'évaluer un niveau d'incertitude sur les variables de sortie liées au modèle lui-même. Ceci est une étape importante pour le développement dans la modélisation intégrée des systèmes « rivière » au sein de leur bassin versant.

Attention, l'incertitude des modèles couplés n'est pas forcément égale à la somme des incertitudes des modèles. Idéalement, le meilleur modèle est celui qui possède à la fois un faible niveau de sensibilité face aux données d'entrée et aux paramètres utilisés, ainsi qu'un faible taux d'erreur. Or, la sensibilité augmente avec la complexité du modèle, tandis que l'erreur diminue. Il existe donc un optimal à trouver, en fonction de la complexité du modèle. De même, si on augmente les échelles spatiales et temporelles, l'erreur et la sensibilité diminuent pour un même niveau de complexité de modèle. Aussi, si on travaille à une échelle plus fine, on obtient une même erreur mais en augmentant la complexité du modèle et cette remarque est la même pour la sensibilité.

6.3.6. Conclusion et Perspectives

Nous avons choisi de décrire les principaux processus et les modèles les plus représentatifs et de mettre en évidence les manques et les questionnements scientifiques d'actualité, notamment sur le rôle particulier des interfaces dans les cycles de N et P et la dynamique de l'oxygène dissous et de la chlorophylle a, ainsi que la difficulté toujours existante, de la prise en compte de la biologie pour traiter correctement des problématiques d'eutrophisation. Cette difficulté est notamment due aux couplages avec les phénomènes physiques fortement sensibles et liés à des incertitudes importantes vis-à-vis des variables de qualité en sortie des modèles. On citera notamment l'importance de prendre en compte

les relations nappe-rivière au sein du continuum eau de surface – eau souterraine comme sources potentielles de nitrates et de phosphates en zones agricoles. Ces zones d'interface nappe-rivière sont aussi des zones de régulation intervenant dans les cycles de N, P, Oxygène Dissous (zones inondables ...). On citera de même le rôle particulier du phytobenthos (macrophytes, biofilm épilithique) dans les phénomènes d'eutrophisation, rôle encore mal pris en compte dans les modèles. On peut noter ici aussi la non prise en compte de l'hydro-morphologie fluviale et de son évolution spatiale et temporelle au sein d'un modèle intégré pouvant fonctionner à l'échelle du continuum fluvial dans sa globalité pour une meilleure appréciation de l'eutrophisation. Il manque l'inclusion dans les modèles des zones fluviales connexes (bras morts par exemple), zones d'eutrophisation potentielles, au même titre que les discontinuités hydrauliques sur le cours principal. Le rôle de la dynamique hydro-sédimentaire n'est pas abordé du tout dans les approches de modélisation liées à l'eutrophisation dans les eaux de surface. Il serait important de la prendre en compte pour mieux évaluer l'impact sur les phénomènes d'eutrophisation par simulation.

La plupart des modèles d'eutrophisation sont très peu transférables s'ils intègrent à la fois la physique et la biologie. Il manque notamment le rôle particulier des interfaces des lits mineurs et majeurs dans la régulation ou l'accentuation des phénomènes d'eutrophisation sur le continuum comme évoqué dans le paragraphe précédent. La prise en compte de 2 types de fonctionnement, système lentique versus lotique dans un même tronçon de rivière, et qui fonctionne différemment vis-à-vis de l'eutrophisation, par la compétition plancton-benthos, est très peu pris en compte dans une logique de continuité fluvial (lac/cours d'eau, tête de bassin, zone aval ...). En d'autres termes, s'il existe des modèles 2D-3D dans les lacs/barrages et 1D dans les tronçons de cours d'eau, comment peut-on prendre en compte une telle continuité dans les approches de modélisation ? et comment peut-on relier entre elles des discontinuités structurales physiques du milieu qui intègrent des processus de dimension spatio-temporelles différentes avec des dynamiques de réponse différentes ?

La problématique sur l'intégration de la biologie dans les modèles rivières reste toujours d'actualité, surtout dans les systèmes lenticques-lotiques où les paramètres biotiques et abiotiques sont fortement en interaction. Comment aborder les échelles de temps et d'espace avec un système physique à dynamique « très rapide » d'écoulement et une biologie à dynamique plus lente et à compartimentation plus complexe ? Les processus biologiques, très complexes car très variables dans l'espace et le temps, se combinent avec des processus physiques, eux-mêmes variables dans l'espace et le temps. Il est important d'alimenter l'approche conceptuelle et de modélisation par des allers-retours entre terrain et modélisation. Des études de sensibilité et la démarche de la modélisation pour aborder les problèmes complexes mais aussi les incertitudes sont fortement encouragées. L'importance de faire des validations croisées de modèle pour s'affranchir des incertitudes liées à la structure du modèle sont aussi à travailler et à développer.

L'effet de l'azote seul ne peut expliquer à lui seul les problèmes d'eutrophisation, ces derniers sont reliés à l'effet combiné de l'azote, du phosphore et de la silice (Si). Dans les modèles de rivière, Si n'apparaît jamais ou très rarement de manière ponctuelle.

Il existe encore des limites théoriques dans la prise en compte des impacts des contaminants (métaux, pesticides, polluants émergents) dans les processus liés aux phénomènes d'eutrophisation et donc il n'existe pas à ce jour de retranscription en termes de formalismes dans la littérature à implémenter dans les modèles d'eutrophisation en rivière.

La littérature montre un manque important pour une meilleure intégration Bassin Versant (BV)-Continuum Fluvial (CF) car la plupart des modèles sont soit très performants sur la partie CF et prennent en compte les apports du BV de manière simplifiée (fonctions de transferts moyennes), soit la partie BV est bien représentée et la partie CF simplifiée en termes de processus physiques et biogéochimiques. De plus le lien rétroactif BV-CF n'est jamais pris en compte (notamment via les interactions des zones riveraines ou nappes-rivières où les flux sont bi-directionnels en fonction de l'hydrologie et peuvent être

non négligeables vis-à-vis des processus d'eutrophisation (en termes de régulation ou au contraire d'alimentation en nutriments)).

Enfin, il est important de noter ici la problématique de l'adéquation données/complexité du modèle qui font que la calibration automatique des modèles « rivières » est quasi impossible. Comment aborder ceci ? L'importance de faire un aller-retour données-modélisation pour avoir des données adaptées et optimales est d'autant plus importante ici que la dynamique des transferts est relativement rapide et que l'hétérogénéité spatiale et temporelle est importante à toutes les échelles.

6.4. Focus sur la modélisation de l'érosion

Alain Crave

CNRS, Géosciences Rennes

6.4.1. Introduction

Les sédiments qui transitent au sein d'un bassin versant, au même titre que l'eau, constituent un vecteur important de composés chimiques. Selon leurs natures et leurs géométries les sédiments représentent une surface spécifique de sorption/désorption des composés dissous organiques et minéraux voire une matrice favorisant la précipitation de composés minéraux. En revanche, le temps de transit des sédiments diffère sensiblement de celui de l'eau, avec des temps caractéristiques de séjour et de rôle dans le milieu aquatique qui dépend de leur taille et des forçages hydrauliques.

La fraction des sédiments inférieure à 60/50 μm est considérée comme géo-chimiquement active avec un rôle clé dans la dynamique du phosphore. Elle transporte souvent l'essentiel du flux de P_{total}, selon sa dynamique de rétention en basses eaux et les changements de spéciation (et de biodisponibilité) qui peuvent moduler l'impact sur les milieux récepteurs.

On peut également évoquer l'impact des particules sur la turbidité de l'eau qui peut limiter la pénétration de la lumière et ainsi impacter la croissance du phytoplancton.

La modélisation des mécanismes d'érosion, de transport et de déposition constitue donc une thématique importante pour la modélisation de l'eutrophisation et notamment l'eutrophisation phosphore dépendante. Plusieurs questions fondamentales peuvent servir de fil directeur à la réflexion:

- Quelles relations peut-on implémenter pour caractériser les flux de nutriments en particulier de P provenant des sédiments selon les caractéristiques de tailles ou de nature des particules?
- Comment modéliser la dynamique sédimentaire selon les échelles de temps et d'espace afin d'obtenir des temps et des volumes d'échange entre la phase particulaire et la phase dissoute selon les milieux aquatiques?
- Comment modéliser le milieu benthique et les échanges eau/benthos en tenant compte des processus d'érosion et de déposition et des conditions physico- chimiques associées ?
- En quoi la dynamique sédimentaire et les processus in-stream (= dans le continuum fluvial) associés modifient-ils le régime d'exportation des formes du P et sa spéciation et biodisponibilité à l'exutoire ?

Quelles que soient les questions liées à la thématique de l'eutrophisation, la question des flux de particules est primordiale. C'est pourquoi la revue bibliographique qui suit est focalisée sur les modèles

qui sont proposés pour modéliser la dynamique sédimentaire au sein d'un bassin versant à l'échelle d'un évènement pluvieux, annuelle ou pluriannuelle. Elle ne considère pas les modèles d'érosion et de sédimentation aux échelles temporelles historique ou géologique.

6.4.2. Corpus bibliographique

Ce paragraphe décrit la stratégie utilisée pour délimitée le corpus bibliographique de ce focus sur la modélisation de l'érosion et du transport de sédiments.

La base du corpus correspond à l'équation bibliographique suivante :

TI= (erosion AND sediment* AND model* AND (river* OR benthic*)) OR ((erosion) AND (hillslope*) AND (model*)) OR (erosion AND model* AND soil* AND runoff).

102 articles ont été ainsi sélectionnés. Après élimination des articles très peu cités (nombre de citations < 10) et ou pas assez généraux (étude sur des contextes trop particuliers), seuls 24 articles sont retenus.

Cependant de nombreux articles sur la modélisation du couplage entre les processus hydrauliques et les flux sédimentaires sont absents de cette base. Ils ont donc été intégrés dans un deuxième temps au corpus. Cette liste est donc complétée par des articles sur les fondamentaux du transport de sédiments ou sur les fondements des principaux modèles utilisés ou encore les revues sur le sujet, soient 74 articles. La synthèse se base donc au total sur 98 articles.

6.4.3. Bases théoriques et évolution des modèles d'érosion

Devant la multiplicité des modèles d'érosion, de transport et de sédimentation, on trouve régulièrement dans la bibliographie des articles de synthèse qui font le point sur l'état de l'art dans le domaine (Aksoy and Kavvas, 2005; Jetten et al., 1999; Karydas et al., 2014; Merritt et al., 2003; Panday et al., 2016; Singh and Woolhiser, 2002). L'une des dernières études (et la plus complète) effectue un comparatif d'une cinquantaine de modèles utilisés par les principaux services de gestion du territoire ou de laboratoires de par le monde (Panday et al., 2016). Le texte ci-dessous reprend de manière synthétique les points importants développés dans ces articles de synthèse. Pour une description plus détaillée de ces synthèses comparatives, nous invitons le lecteur à lire ces références.

Les modèles existants se distinguent principalement par la nature, le nombre de variables de contrôle et les concepts physiques utilisés pour calculer un flux de sédiment à des échelles de temps et d'espace spécifiques aux systèmes modélisés. Chaque modèle présente, à des degrés divers, un niveau d'empirisme explicite ou implicite. Même dans les modèles dits à base physique, où souvent plusieurs paramètres sont calés de manière empirique. Le modèle physique « pur » des processus d'érosion, de transport et de sédimentation n'existe pas encore. Si la modélisation hydraulique des écoulements à surface libre à partir des équations de Naviers-Stokes est relativement bien maîtrisée (Delestre et al., 2014; Esteves et al., 2000), le couplage avec le flux sédimentaire reste bien souvent modélisé par une relation où le flux de sédiment (ou la concentration) est exprimée en fonction de la contrainte de fond, la vitesse ou le débit. Cette relation correspond le plus souvent à une loi de puissance et nécessite le calage à minima d'un coefficient et d'un exposant. Par exemple, cette approche est utilisée pour décrire le flux de sédiment en fonction de la contrainte cisailante induites par un écoulement sur le fond: $\tau \alpha$

$$q_s = k (\tau - \tau_c)^\alpha \quad (\text{eq. 1})$$

avec q_s le flux de sédiment transporté par unité de largeur de rivière, τ la contrainte cisailante de fond et τ_c la valeur critique de cette contrainte pour initier le déplacement des sédiments, k et α des paramètres de calage. Mais la difficulté à mesurer in-situ les valeurs de τ et τ_c , limite la calibration des paramètres à une base de données issue d'expériences en laboratoire (Ashida and Michiue, 1972; Engelund and Hansen, 1967; Meyer-Peter and Müller, 1948). L'utilisation de valeurs expérimentales

pour le calage de k , α et τ_c est discutée selon les cas de figure. Notamment pour attribuer une valeur à τ_c selon la distribution de tailles des sédiments et la pente du sol ou de la surface de l'eau (Buffington and Montgomery, 1997; Recking, 2009, 2010; Rickenmann and Recking, 2011; Wiberg and Smith, 1987; Wong and Parker, 2006).

Afin d'obtenir des jeux de données *in situ* plus en accord avec l'application de eq.1 pour modéliser des systèmes naturels, les contraintes τ et τ_c sont exprimées en fonction de la vitesse, de l'épaisseur de lame d'eau et de la pente hydraulique. Variables qui peuvent être exprimées à leur tour en fonction de variables plus faciles à mesurer comme la vitesse de l'eau, la plus pertinente à prendre en compte sur l'épaisseur de l'écoulement, la pente topographique et la granulométrie des sédiments moyennant quelques hypothèses simplificatrices (Bagnold, 1977; Engelund and Hansen, 1967; Julien et al., 1984; Parker, 1990; Rose et al., 1983a, b).

Dans les modèles à base physique, cette relation de couplage est ensuite intégrée dans les équations de bilan de masse afin de modéliser la dynamique spatiale et temporelle des flux de sédiments en fonction de variables hydrauliques calculées le plus souvent à l'aide d'un modèle de Saint-Venant. Cette approche constitue le cœur des modèles SHESED (Abbott et al., 1986a, b), SHETRAN (Ewen et al., 2000), MIKE 11 (Havnø et al., 1995), KINEROS (Smith et al., 1995) parmi d'autres. Approche mécaniste qui fait toujours l'objet de développements notamment pour la modélisation du transport par charriage (Charru et al., 2004; Delestre et al., 2014; Fernandez-Nieto et al., 2014; Lajeunesse et al., 2010).

L'intégration numérique des équations de continuité peut néanmoins s'avérer fastidieuse et complexe pour des résolutions spatiales fines de la topographie. Notamment sur les versants et les parcelles agricoles, si l'on veut simuler à l'échelle sub-métrique les flux de matière et la dynamique de formation et d'évolution des figures d'érosion. A cette échelle, les valeurs de τ_c sont très hétérogènes selon les caractéristiques du sol, son état d'humectation et la couverture végétale. C'est pourquoi, une cartographie des valeurs de τ_c pertinentes reste pour le moment irréaliste. D'autre part, une simulation à l'échelle métrique doit intégrer, entre autres, les processus de détachement induits par l'impact des gouttes de pluies selon l'épaisseur de la lame d'eau, ou encore la rhéologie des sols humectés pour décrire la désagrégation des mottes de terre et l'effet rétroactif sur la genèse du ruissellement (Cea et al., 2016; Cerdan et al., 2002; Le Bissonnais, 2016; Le Bissonnais et al., 1989; Menon et al., 2011; Ncizah and Wakindiki, 2015). Processus dont la mécanique n'est pas formalisée dans les modèles et dont l'impact en terme d'érosion est simulé en utilisant une relation empirique correspondant à un produit de facteurs caractérisant le régime de pluie, la topographie, l'érodabilité et certaines caractéristiques d'états du sol. Ces facteurs pouvant également correspondre à des fonctions de variables spécifiques au contexte modélisé (granulométrie, % de matière organique, etc.). Une des formulations les plus connues est l'équation USLE (Universal Soil Loss Equation) (eq. 2) :

$$q_s = \alpha.E_i.K.C.P.L_s.C_f \quad (\text{eq. 2})$$

Cette équation met sur un même plan un index d'érosion lié à la pluie (E_i), un facteur d'érodabilité des sols (K), un facteur de couverture végétale (C), un facteur de pratique culturale (P), un facteur topographique (L_s) et un facteur de teneur de « rock » (C_f) (Kinnell, 2010; Wischmeier and Smith, 1978). L'USLE a été calibrée initialement sur un jeu de données *in situ* correspondant à des parcelles agricoles aux Etats-Unis, de caractéristiques homogènes en termes d'état de surface avec un pas de temps annuel. L'intérêt principal de cette approche empirique réside dans sa simplicité apparente. Mais un simple produit de facteurs ne peut intrinsèquement pas reproduire les données de validation avec suffisamment de robustesse (Sonneveld and Nearing, 2003). Avec comme corollaire, la nécessité de modifier le formalisme de cette équation et/ou de rajouter d'autres variables. Ce qui fut l'objet de nombreux travaux et l'origine de formalismes moins linéaires comme les modèles RUSLE (Renard et al., 1998; Renard et al., 1991; Renard and Freimund, 1994) et MUSLE (Williams, 1975). Mais avec toujours, étant donné leurs côtés empiriques, une forte dépendance au jeu de données de calibration pour les appliquer à d'autres contextes, échelles spatiales et de temps différents (Amore et al., 2004; Cogle et

al., 2003; Cohen et al., 2005; da Silva, 2004; Foster et al., 1982; Kinnell, 1997, 2007; Mati and Veihe, 2001; Shen et al., 2009; Yang, 2014).

Certains modèles utilisent l'un des deux types de formalismes selon l'échelle de l'aire drainée en amont. Pour les aires drainées inférieures à une aire critique, un formalisme de type eq. 2 est appliqué pour calculer une érosion nette. Pour les aires drainées supérieures à une aire critique, un formalisme de type eq. 1 et des équations de bilan sont appliqués. L'échelle de l'air drainée critique peut être très différente selon les modèles. Par exemple, l'aire drainée critique correspond à l'ensemble du versant dans le modèle SWAT (Arnold et al., 1998; Arnold et al., 1995; Jha et al., 2004; Tripathi et al., 2003) et correspond à l'aire entre les ravines au sein des parcelles dans le modèle WEPP (Ascough et al., 1997; Laflen et al., 1997; Nearing et al., 1989; Nearing et al., 2005; Nearing and Nicks, 1998). L'aire drainée critique est donc un paramètre externe seuil fondamental de la mise à l'échelle des simulations (Thompson et al., 2013).

On distingue principalement 3 catégories de modèles en termes d'échelle de système étudié. Des modèles conçus essentiellement pour l'échelle du versant comme : AnnAGNPS (Bingner et al., 2015; Lenzi and DiLuzio, 1997; Li et al., 2009; Licciardello et al., 2007), CREAMS (Knisel, 1980), EUROSEM (Morgan et al., 1994; Morgan et al., 1998a; Morgan et al., 1998b), MEDALUS (Kirkby et al., 1998), ou RHEM (Nearing et al., 2011) et d'autres modèles (Tucker and Bradley, 2010; Van Dijk and Bruijnzeel, 2004; Wang et al., 2015; Willgoose and Sharmeen, 2006); des modèles conçus pour l'échelle des petits bassins versants (< 10 km², valeur indicatrice d'un ordre de grandeur et non pas à prendre comme référence exacte) comme : APEX (Gassman et al., 2010; Wang et al., 2012; Williams and Izaurralde, 2006), RUNOFF (Borah, 1989) ; des modèles conçus pour l'échelle d'un bassin versant supérieurs à 10 km² comme : ANSWER (Beasley et al., 1980), HYPE (Lindstrom et al., 2010), LASCAM (Viney and Sivapalan, 1999; Ye et al., 1997), MIKE11, SHETRAN, SWAT (Gassman et al., 2014; Vigiak et al., 2015), et WEPP (Flanagan et al., 2007).

Si l'on fait un bilan de la fréquence d'utilisation des différents modèles d'érosion spécifiques à la modélisation de bassins versants où l'activité agricole n'est pas négligeable, les modèles ANSWERS, AGNPS, SHETRAN, SWAT et WEPP sont les plus utilisés.

Les modèles se distinguent également par l'échelle temporelle pour laquelle ils ont été conçus. On distingue ainsi l'échelle d'un événement pluvieux (ANSWER, EUROSEM, KINEROS, MEDALUS, RHEM, RUNOFF, SHETRAN), de l'échelle moyen terme pluriannuelle (AnnAGNPS, CREAMS, HYPE). Ces deux échelles de temps sont néanmoins intégrées par exemple dans les modèles LASCAM, MIKE11, SWAT (Arnold et al., 1998; Arnold et al., 1995) et WEPP.

L'efficacité des modèles à reproduire les valeurs des flux de sédiments et la distribution spatiale de zones en érosion ou en sédimentation, dépend principalement de la pertinence du calage des paramètres. La plupart des modèles ont en effet un nombre conséquent et suffisant de paramètres pour calibrer une ou plusieurs combinaisons de valeurs possibles afin de reproduire un jeu de données observées (Amore et al., 2004). La difficulté principale vient de la qualité des bases de données *in situ* qui, tant pour caractériser les données d'entrée (topographie, couverture et caractéristique du sol, distribution et intensité des pluies, pratiques culturelles, etc.), que pour les valeurs de sorties (chronique de flux, taille des sédiments ou cartes des taux d'érosion et de sédimentation), ne sont pas toujours disponibles ou présentent des taux d'incertitude importants (Nunes et al., 2009). Il existe en effet très peu de données qui décrivent, à plusieurs échelles spatiales, les valeurs de flux sédimentaires avec une résolution temporelle horaire sur des périodes annuelles à la fois sur le versant et le réseau hydrographique connexe. Les jeux de données les plus fiables concernent des études faites sur des parcelles assez homogènes. En conséquence, le niveau d'efficacité des modèles avec des lois empiriques, appliquées de manière globale sur des parcelles ou des versants à l'échelle d'un événement pluvieux, est en moyenne supérieur à celui des modèles physiques distribués à l'échelle d'un bassin versant sur des périodes pluriannuelles. Pour améliorer la performance des modèles distribués, des techniques numériques ont été développées pour pouvoir intégrer les données de Systèmes d'Information Géographiques (Alejandro, 2006; Cochrane and Flanagan, 1999; da Silva et al., 2013). Il

n'en reste pas moins que la phase de renseignement des données d'entrée de ces modèles reste complexe et peut s'avérer fastidieuse et entachée d'incertitudes (Ascough et al., 2013; Brazier et al., 2001; Brazier et al., 2000; Cea et al., 2016; Nearing et al., 1990; Sohrabi et al., 2003).

6.4.4. Conclusion

Les modèles d'eutrophisation qui intègrent un module de calcul de l'érosion, de transport et de déposition des sédiments utilisent des formalismes différents selon l'échelle spatiale des systèmes modélisés. L'érosion à l'échelle des parcelles agricoles ou de versants, où la lame d'eau qui ruisselle est fine et très intermittente, est bien souvent modélisée à l'aide de relations empiriques. Les résultats des simulations qui en découlent sont donc très dépendants de la qualité de la phase de calibration des paramètres du modèle d'érosion. L'érosion, le transport et le dépôt de sédiment dans les cours d'eau, les lacs, ou en mer, sont modélisés en s'appuyant sur la mécanique des fluides avec un degré d'empirisme moindre. Les résultats des simulations vont être alors sensibles à la géométrie du contenant de l'eau (pente du chenal, rugosité des bords et du fond, rapport profondeur/surface du plan d'eau) et aux quantités d'eau en entrée des systèmes aquatiques.

Néanmoins la modélisation des processus d'érosion et de transport de sédiment reste une discipline à part entière au regard des inconnues importantes qui restent à élucider et à formaliser dans les modèles. Par exemple, la détermination du seuil mécanique d'érosion, la variabilité des tailles des agrégats de sédiments au cours du transit en suspension, la quantification du concept de capacité de transport, constituent des points clés parmi d'autres encore insuffisamment documentés pour limiter le degré d'empirisme des modèles. Enfin, les dynamiques des boucles de rétroaction entre les variables mécaniques du transport et les variables biologiques restent un point à développer de première importance, notamment dans le cadre la modélisation de l'eutrophisation.

6.5. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation dans les écosystèmes lacustres

Brigitte Vinçon-Leite

LEESU/Ecole des Ponts ParisTech

Ce sous-chapitre porte sur la modélisation de l'eutrophisation dans les écosystèmes lacustres. Il s'inscrit dans un chapitre traitant de la modélisation de l'eutrophisation dans les milieux aquatiques continentaux. Après une courte introduction destinée à rappeler les caractéristiques essentielles de l'eutrophisation dans les milieux lacustres, notre principal objectif sera de présenter les principales approches de modélisation, leurs spécificités, les résultats majeurs et les perspectives.

6.5.1. Introduction

Les lacs, naturels ou de barrage, font partie intégrante du cycle hydrologique de leur bassin versant. Des flux d'échange ont lieu en permanence entre le lac et l'atmosphère, les eaux souterraines et les eaux de surface. Les lacs jouent un rôle particulièrement important dans les cycles biogéochimiques dans les bassins versants continentaux. Deux processus dominent ces cycles biogéochimiques, notamment ceux

du carbone, du phosphore et de l'azote: la production primaire et la sédimentation de la matière particulaire.

Les lacs se caractérisent par des vitesses d'écoulement lentes et par un temps de séjour de l'eau élevé. De ce fait, ils fournissent une réponse intégrée dans le temps aux forçages auxquels ils sont soumis et l'analyse de leur trajectoire au cours du temps permet de comprendre l'ensemble des pressions biotiques et abiotiques qu'ils reçoivent (Perga et al., 2016; Schindler, 2009)

Les écosystèmes lacustres sont particulièrement sensibles aux apports de leur bassin versant en raison de la stratification thermique de la colonne d'eau pendant la saison où la production primaire est maximale (printemps et été) et du temps de séjour élevé de l'eau. La stratification thermique estivale sépare la couche d'eau de surface, l'épilimnion plus chaud et bien éclairé, favorable à la production primaire de la couche d'eau profonde, l'hypolimnion (Figure 6.4). Les principales caractéristiques morphométriques (profondeur, volume du lac) et hydrologiques (surface et occupation du sol du bassin versant, débits) déterminent la vulnérabilité des lacs à l'eutrophisation.

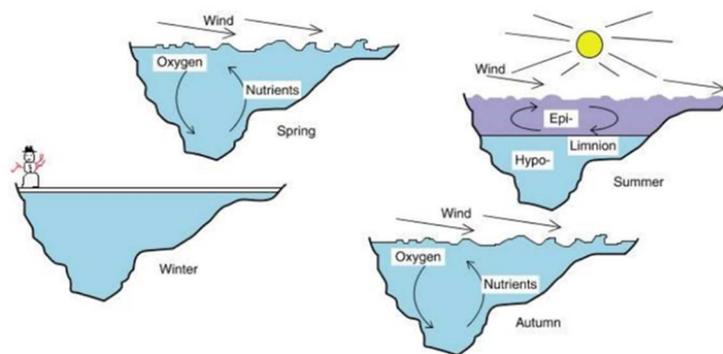


Figure 6.4. Cycle annuel d'un lac gelé en hiver (Boehrer and Schultze, 2009)

Les lacs comptent parmi les premiers milieux aquatiques continentaux où les effets de l'eutrophisation se sont fait visiblement sentir sur les usages, notamment la pêche, dès le début des années 1960. Des travaux récents basés sur des approches paléo-limnologiques ont permis de dater l'apparition de l'eutrophisation lacustre dès les années 1930. C'est par exemple le cas du lac du Bourget (Savoie) où l'eutrophisation se manifeste à partir de 1933 (Giguet-Covex et al., 2010; Jenny et al., 2013). Les principales manifestations de l'eutrophisation dans les lacs sont une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, souvent dominée par les cyanobactéries, une distinction nette entre des couches de surface bien oxygénées et un hypolimnion anoxique, une diminution de la transparence de l'eau. La charge interne en phosphore est renforcée par l'anoxie de l'hypolimnion, ce qui auto-entretient l'eutrophisation du système (Dodds, 2006).

Depuis les années 1960, l'eutrophisation constitue, à l'échelle planétaire, l'une des principales menaces pour la qualité de l'eau des lacs et réservoirs. En dépit des nombreux travaux de recherche menés durant ces cinquante dernières années, l'eutrophisation des écosystèmes lacustres reste un problème majeur pour leur gestion dans la plupart des régions du monde (Smith et al., 2006). Plus de 40% des lacs sur la planète sont eutrophes et susceptibles de connaître des proliférations algales (Bartram et al., 1999). Les questions à résoudre portent toujours sur les interactions entre les nutriments, en premier lieu le phosphore, élément le plus souvent en cause dans l'eutrophisation des lacs, et le fonctionnement de l'écosystème. Un volet plus récemment étudié concerne l'influence de l'eutrophisation sur le cycle du carbone et l'émission de gaz à effets de serre ainsi que sur le devenir d'autres contaminants,

notamment les micro-organismes pathogènes (Smith and Schindler, 2009). Ces questions sont centrales pour améliorer les stratégies de gestion des flux de nutriments dans les bassins versants des lacs et réservoirs.

Dans les années 1960-1980, l'eutrophisation des lacs a été largement décrite, notamment lors de symposia spécifiquement dédiés à ce sujet tels le Madison symposium en 1967 (National Academy of Sciences, 1969) ou le symposium de l'American Society of Limnology and Oceanography (ASLO) en 1971. Historiquement la description de l'eutrophisation des lacs renvoie plutôt à celle des lacs profonds, de l'hémisphère nord (Etats-Unis, Canada et Europe de l'Ouest) et d'Australie. La classification de l'état trophique des lacs « oligotrophe », « mésotrophe » et « eutrophe » se généralise à partir des travaux menés par l'OCDE¹ sur l'eutrophisation des lacs et réservoirs (Vollenweider, 1975; Vollenweider and Kerekes, 1982).

6.5.2. Corpus bibliographique

Nous avons analysé un corpus bibliographique portant sur la modélisation de l'eutrophisation des écosystèmes lacustres. L'équation de recherche bibliographique utilisée dans le Web of Science est la suivante:

```
TITLE: (((eutrophic* OR oxygen* OR hypox* OR anox* OR phytoplankton* OR "harmful alga"* OR nutrient* OR cyanobact* OR proliferat*) AND (model* OR numerical OR simulat*) AND (lake* OR reservoir*)))
```

Cette équation a permis de recenser 386 articles. Une première lecture du titre et/ou du résumé des articles a permis d'éliminer 134 références non pertinentes. Le corpus bibliographique final est ainsi composé de 252 articles. Parmi les références obtenues, nous n'avons considéré en grande majorité que les articles dans lesquels les modèles étaient appliqués à des sites d'étude et confrontés à des mesures de terrain.

6.5.3. Typologie des modèles

L'intérêt pour la modélisation des écosystèmes lacustres est apparu dès la prise de conscience des effets de l'eutrophisation sur ces milieux (Imboden, 1974; Vollenweider, 1975; Vollenweider and Kerekes, 1982). De très nombreux modèles de lacs ont ainsi été développés dès les années 1970, souvent dans le but d'obtenir des outils prédictifs permettant d'améliorer leur gestion. Les variables de ces modèles permettent de relier la production primaire aux nutriments qui lui sont nécessaires, en premier lieu le phosphore, puis l'azote, quelquefois la silice. L'oxygène est également fréquemment modélisé. Par contre le cycle du carbone est rarement décrit.

Les modèles qui s'attachent à décrire les effets de l'eutrophisation peuvent être classés en deux catégories : des modèles proprement dits « d'eutrophisation » et des modèles qui décrivent de façon plus détaillée la dynamique de la production phytoplanctonique, l'équilibre entre phytoplancton et macrophytes ou le fonctionnement écologique de l'écosystème. Selon Hakanson et Boulion (2003) les principales différences entre ces deux classes de modèles portent sur les variables d'état : biomasse totale ou espèces phytoplanctoniques, les échelles de temps : annuelle ou journalière, la structure du modèle : des modèles de régression empiriques ou des modèles basés sur des jeux d'équations différentielles ordinaires ou partielles, et les variables de forçage : données de suivi ou variables météorologiques sur un lac particulier... Cette classification se traduit par deux types d'approche de modélisation, une approche statistique ou empirique et une approche déterministe ou mécaniste. Des

¹ OCDE Organisation de Coopération et de Développement Économiques

revues récentes présentent les modèles les mieux établis et les plus fréquemment appliqués (e.g. Jørgensen, 2010; Mooij et al., 2010).

Les modèles empiriques (Fornarelli et al., 2013) ; (Kutas and Toth, 1985; Millie et al., 2006) tirent des jeux de données des relations statistiques entre variables prédictives et variables à expliquer. Cette approche demande peu de connaissance *a priori* des processus survenant dans l'écosystème. Elle connaît un intérêt grandissant pour deux raisons principales : (1) l'utilisation croissante de systèmes de mesures automatisés et à fréquence élevée, basés sur des capteurs *in situ* et (2) la rapide amélioration des capacités de calcul informatique.

Les modèles statistiques des années 1970-1980 ont beaucoup évolué durant la dernière décennie vers des modèles « dirigés par les données ». Ces modèles sont utilisés dans différents objectifs, par exemple pour ré-analyser les relations statistiques entre nutriments et chlorophylle dans différents contextes (Brown et al., 2000; Huszar et al., 2006) ou l'évolution des concentrations d'oxygène (Chen and Liu, 2014; Rankovic et al., 2010).

Les modèles dynamiques mécanistes ou déterministes sont basés sur une connaissance *a priori* des processus dominants, décrites par un jeu d'équations différentielles, résolues par des méthodes numériques. Dans les modèles déterministes des années 1980, c'est souvent la concentration à l'équilibre des variables qui est calculée (e.g. Imboden, 1974; Schnoor and O'Connor, 1980; Vollenweider, 1975).

Les qualités de ces modèles sont largement reconnues pour ce qui concerne les processus hydrodynamiques. En revanche, en ce qui concerne les processus biologiques, du fait de leur complexité et de leurs interactions, peu d'équations satisfaisantes sont disponibles pour les décrire. Les processus biologiques sont généralement simplifiés et agrégés, ce qui entraîne de moindres performances de la modélisation écologique. Ces modèles qui demandent généralement de longs temps de calcul sont souvent trop lourds à mettre en œuvre pour fournir une aide à la décision dans des applications opérationnelles à court terme, de l'ordre de la semaine, comme la prévision de proliférations algales (Chen et al., 2006). Les modèles déterministes demeurent néanmoins les mieux adaptés pour simuler la réponse spatio-temporelle de l'écosystème à des scénarios de changement des forçages.

Pour les modèles déterministes, le rôle majeur de la stratification thermique pendant la période de production primaire implique généralement le couplage d'un modèle hydrodynamique et d'un modèle biologique. Le modèle hydrodynamique peut être assez simple, permettant seulement la simulation de la température de l'eau ou plus complexe permettant aussi la simulation des vitesses de courant. La dimension spatiale de ces modèles varie de 0 : le lac est considéré comme un réacteur bien mélangé, à 3 où l'hétérogénéité spatiale de l'écosystème est prise en compte dans les trois dimensions (Figure 6.5).

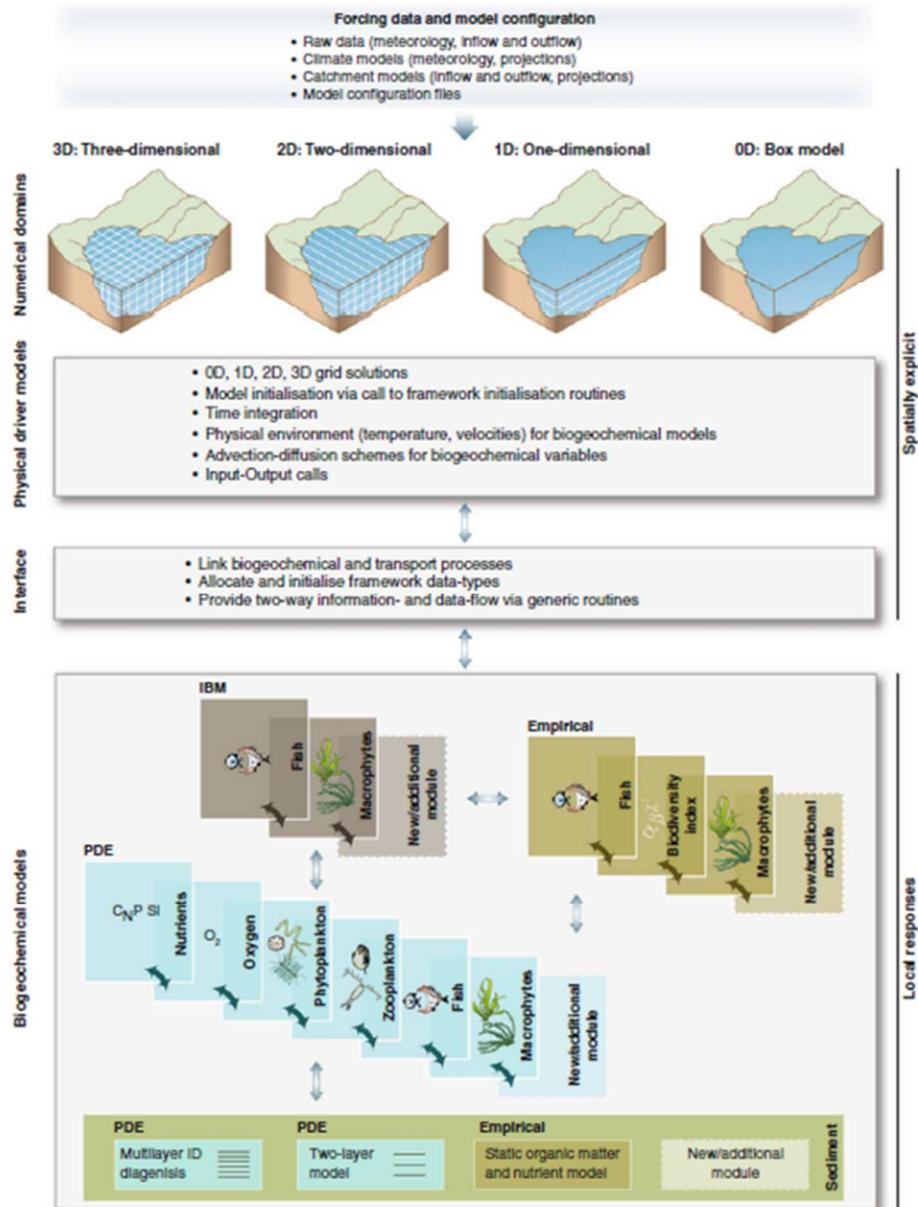


Figure 6.5. Typologie des modèles déterministes d'écosystèmes lacustres ((Trolle et al., 2012).

Les modèles unidimensionnels verticaux sont fréquemment mis en œuvre puisqu'ils permettent de simuler la stratification thermique à l'origine de la séparation entre épilimnion et hypolimnion et donc son influence sur la dynamique du phytoplancton, des nutriments et de l'oxygène (e.g. Bell et al. 2006; Fennel et al., 2007; Trolle et al., 2008). Des modèles simplifiés, représentant la stratification thermique en deux compartiments, permettent de distinguer l'épilimnion de l'hypolimnion en période de stratification (Frisk, 1982; Imboden, 1974; Imboden and Gächter, 1978; Rodriguez Reartes et al., 2016).

Les modèles bi-dimensionnels, plus rarement utilisés, sont développés pour des systèmes de grande surface mais peu profonds où la stratification thermique est négligeable (e.g. Fragoso et al., 2008; Huang et al., 2012; Zhang et al., 2008)

La modélisation tridimensionnelle apparaît dès le début des années 2000 (Kuo and Thomann, 1983) mais c'est dans les années 2010, en raison des progrès de l'informatique et de l'acquisition de mesures *in situ* que les modèles tridimensionnels se généralisent (Carraro et al., 2012a; Deus et al., 2013; Leon et al., 2011; Schwalb et al., 2015; Soullignac et al., 2017).

6.5.4. Sites d'étude

Les lacs et réservoirs pour lesquels ont été développés et appliqués ces modèles dans les années 1970-1990 sont principalement situés en Amérique du Nord, en Europe occidentale et en Australie. Depuis les années 2000, beaucoup de travaux de modélisation sont effectués sur des lacs chinois (*e.g.* Hou et al., 2004; Huang et al., 2012; Li et al., 2014). Des recherches en modélisation ont également été réalisées sur des écosystèmes lacustres en Amérique du sud, en Europe du sud (*e.g.* Alonso Fernandez et al., 2014; Antenucci et al., 2003; Copetti et al., 2006; Fragoso et al., 2008) et au Moyen-orient, par exemple sur le réservoir de Karaoun au Liban (Fadel, 2014; Fadel et al., 2016) mais principalement sur le lac Kinneret en Israël (Bruce et al., 2006; Gal et al., 2009). Enfin des lacs d'altitude ou de latitude élevées font également l'objet de modélisation depuis quelques années (Patynen et al., 2014; Romshoo and Muslim, 2011; Tanentzap et al., 2007).

6.5.5. Objectifs de modélisation

Le premier objectif des modèles d'eutrophisation dans les années 1970-1980 était de relier les apports en nutriments, principalement le phosphore, par le bassin versant à la production phytoplanctonique lacustre en fonction des caractéristiques morphométriques des lacs et hydrologiques de leur bassin versant (Kratzer and Brezonik, 1984; Vollenweider, 1975; Vollenweider and Kerekes, 1982). Ces modèles sont toujours utilisés, sous des versions améliorées utilisant des bases de données incluant de nombreux lacs (Brown et al., 2000; Steward and Lowe, 2010).

Certains travaux introduisent une approche bayésienne pour relier les concentrations en nutriments et en chlorophylle (Freeman et al., 2009). Cependant ces modèles fournissent des résultats associés à une très grande marge d'incertitude et sur des échelles de temps trop longues pour étudier la réponse à court terme à une diminution des apports en nutriments par le bassin versant ; ils manquent donc de précision pour être utilisés par les gestionnaires (Reynolds and Elliott, 2010).

Les modèles de « phytoplancton » se basent sur la connaissance des mécanismes qui contrôlent la dynamique du phytoplancton. Ils permettent d'utiliser la vision synthétique sur le fonctionnement biologique fournie par les résultats du modèle dans la gestion des plans d'eau et de leurs bassins versants (Reynolds, 1999). Dans certains cas, l'utilisation des modèles est envisagée pour évaluer les conditions d'atteinte d'objectifs réglementaires ou de gestion, par exemple la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. On peut citer l'utilisation du modèle unidimensionnel vertical Dyresm-Caedym pour quantifier le niveau de réduction des apports de phosphore par le bassin versant au lac Ravn (Danemark) afin atteindre les objectifs de bon état écologique du lac fixés par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Trolle et al., 2008).

A court terme, dans un objectif opérationnel, l'utilisation des modèles vise souvent la prédiction, à l'horizon d'une à deux semaines, de proliférations algales, notamment de cyanobactéries, afin de prévoir certains usages des plans d'eau (baignade, loisirs, eau potable...) (Huang et al., 2012, 2015; Leong et al., 2015).

A l'opposé, l'utilisation des modèles vise également à prévoir la réponse des écosystèmes lacustres à long terme, en réponse à des scénarios de changement climatique ou des changements locaux des apports en nutriment (Chapra and Canale, 1991; Pipp and Rott, 1995; Varis, 1993) . Dans certains cas, on cherche à prévoir le fonctionnement et l'impact d'un réservoir dont on prévoit la construction (Inkala et al., 1998).

Récemment, la forte augmentation du nombre de lacs de barrage dans le monde, pour l'irrigation, la production d'eau potable et l'hydroélectricité, a conduit les chercheurs à investiguer les effets de

l'eutrophisation sur le cycle du carbone et des gaz à effet de serre dans ces milieux. Quelques travaux de modélisation ont été réalisés dans cet objectif (Chanudet et al., 2012; Stepanenko et al., 2016). De même la préservation des continuités écologiques dans le milieu urbain et péri-urbain ainsi que la promotion des solutions fondées sur la Nature dans la gestion des eaux urbaines favorisent la création de petits plans d'eau urbains, dont le fonctionnement fait l'objet de travaux de modélisation (e.g. Gong et al., 2016; Soullignac et al., 2017).

6.5.6. Principales thématiques des recherches en modélisation des écosystèmes lacustres

Parmi les 260 articles sélectionnés, nous avons recherché la distribution de ces articles en fonction des mots-clés principaux suivants: phytoplancton, nutriments, oxygène, cyanobactéries, sédiments. 55 références portent plus particulièrement sur la modélisation de la biomasse phytoplanctonique, 48 sur la modélisation des nutriments, 36 sur la modélisation de l'oxygène, 25 sur la modélisation de la dynamique des cyanobactéries et 9 articles sur le sédiment. Nous avons ensuite procédé à une première sélection de ces différentes catégories d'articles (Figure 6.6) pour en analyser plus en détails le contenu.

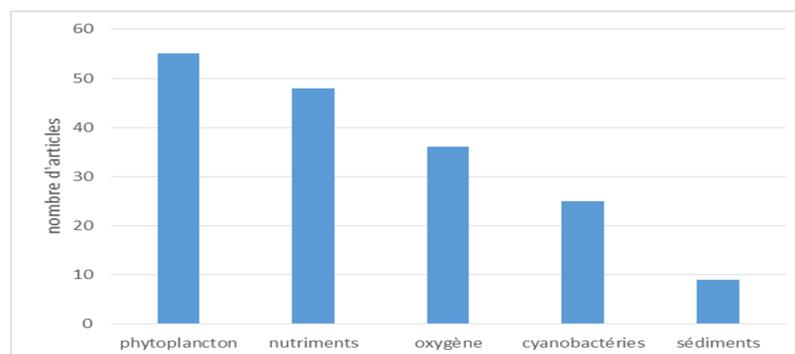


Figure 6.6 : Nombre d'articles par mots-clés principaux

6.5.6.1. Biomasse phytoplanctonique

Un nombre important des articles retenus (55 références, 20% du total) traite de la modélisation de la dynamique phytoplanctonique (Elliott and Thackeray, 2004; Frisk et al., 1999; Hillmer et al., 2008; Lewis et al., 2002a; Reynolds and Irish, 1997; Rukhovets et al., 2003; Seip, 1991). La modélisation du phytoplancton tend à s'appuyer depuis ces dernières années sur une représentation des caractéristiques fonctionnelles des espèces (Hallstan et al., 2012; Jones and Elliott, 2007; Kerimoglu et al., 2016; Mieleitner and Reichert, 2005, 2008). Dans quelques cas, les modèles cherchent à représenter le fonctionnement des individus d'une population phytoplanctonique au cours des différentes étapes de leur cycle de vie (« agent-based » ou « individual based models ») (Hellweger et al., 2008). Ces modèles sont utilisés pour prévoir l'évolution de la composition phytoplanctonique à court (Huang et al., 2012, Huang et al., 2014), moyen ou long terme (Elliott, Thackeray, Huntingford, & Jones, 2005; Markensten, Moore, & Persson, 2010). Les modèles tridimensionnels permettent de mieux prendre en compte les hétérogénéités spatiales du développement du phytoplancton (Hillmer et al., 2008; Leon et al., 2011, 2012)

Certains travaux abordent plus particulièrement des processus particuliers : (1) l'influence du fonctionnement physique sur la dynamique du phytoplancton (Bernhardt et al., 2008; Elliott and Defew, 2012; Elliott et al., 2009; Gulliver and Stephan, 1982; Jones and Elliott, 2007; Na and Park, 2006; Patynen et al., 2014; Verhagen, 1994b) (2) les relations entre apports externes ou internes en nutriments et la

dynamique du phytoplancton (Burger et al., 2008; Cui et al., 2016, Li et al., 2015) ; (3) les interactions entre phytoplancton et macrophytes (Asaeda et al., 2001).

6.5.6.2. Cyanobactéries

Les cyanobactéries sont, depuis les années 1990, un sujet récurrent dans les travaux de modélisation liés à l'eutrophisation, mais le nombre d'articles consacrés à ce sujet a fortement augmenté depuis le milieu des années 2000. Une recherche sur Web of Sciences, entre 1992 et 2016, avec l'équation « TOPIC: (cyanobacter*) AND TITLE: (lake model*) » donne 89 articles, plus de 70% ayant été écrit depuis 2005.

Les cyanobactéries représentent un groupe d'espèces phytoplanctoniques très diversifié. Elles forment des proliférations potentiellement toxiques dans les milieux aquatiques continentaux et marins. Les toxines sont susceptibles de se retrouver dans la chair des poissons. Elles constituent également un risque dans l'utilisation de l'eau pour l'irrigation. Les cyanobactéries sont généralement très compétitives dans des conditions de faibles concentrations de phosphore minéral. De plus, elles sont également capables d'utiliser certaines formes de phosphore organique. Enfin, certaines espèces peuvent fixer l'azote atmosphérique, ce qui permet des proliférations dans des milieux relativement pauvres en azote (rapport N/P faible) (O'Neil et al., 2012). Les cyanobactéries sont capables d'utiliser une grande partie du spectre du rayonnement solaire et peuvent se développer à de faibles intensités lumineuses. Elles sont généralement dominantes lorsque la température de l'eau est élevée et que la colonne d'eau est bien stratifiée. D'après de nombreux auteurs (*e.g.* Carey et al., 2012; Gkelis et al., 2014; Newcombe et al., 2012; O'Neil et al., 2012), l'eutrophisation et le changement climatique favorisent les proliférations de cyanobactéries.

Une étude réalisée sur 1076 lacs aux Etats-Unis (Rigosi et al., 2014) s'est intéressée à définir les effets respectifs des nutriments, de la température et de leur interaction sur la croissance des cyanobactéries. Dans la plupart des cas, aucune synergie entre température et nutriments n'est observée, les nutriments étant le plus souvent le principal facteur de contrôle. L'importance relative de ces deux facteurs et de leur interaction dépend de l'état trophique du lac mais aussi des genres cyanobactériens (Figure 6.7). Les nutriments jouent un rôle plus important dans les lacs oligotrophes, alors que c'est la température dans les lacs mésotrophes. Dans certains lacs eutrophes et hyper-eutrophes apparaît une interaction significative entre nutriments et température. Certaines cyanoobactéries sont plus sensibles aux nutriments et d'autres à la température. Il est donc très difficile de généraliser sans une connaissance suffisante de l'écosystème et toute modélisation doit s'appuyer sur cette connaissance. La complexité des processus en jeu dans le déterminisme de la croissance des cyanobactéries est détaillée dans certains travaux (*e.g.* Rastogi et al., 2015) et illustrée sur la Figure 6.8.

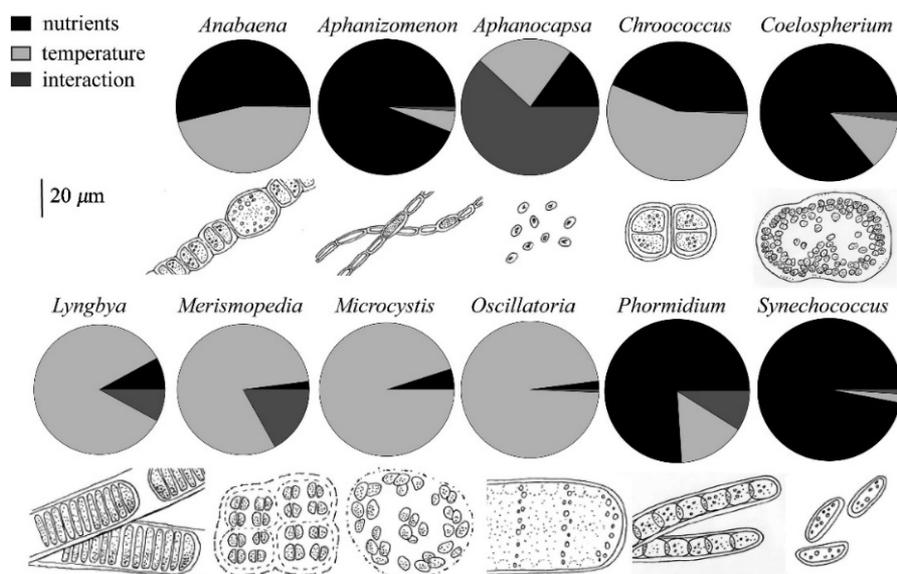


Figure 6.7. Effets relatifs des nutriments, de la température et de leur interaction sur la biomasse de 11 genres cyanobactériens (Rigosi et al., 2014).

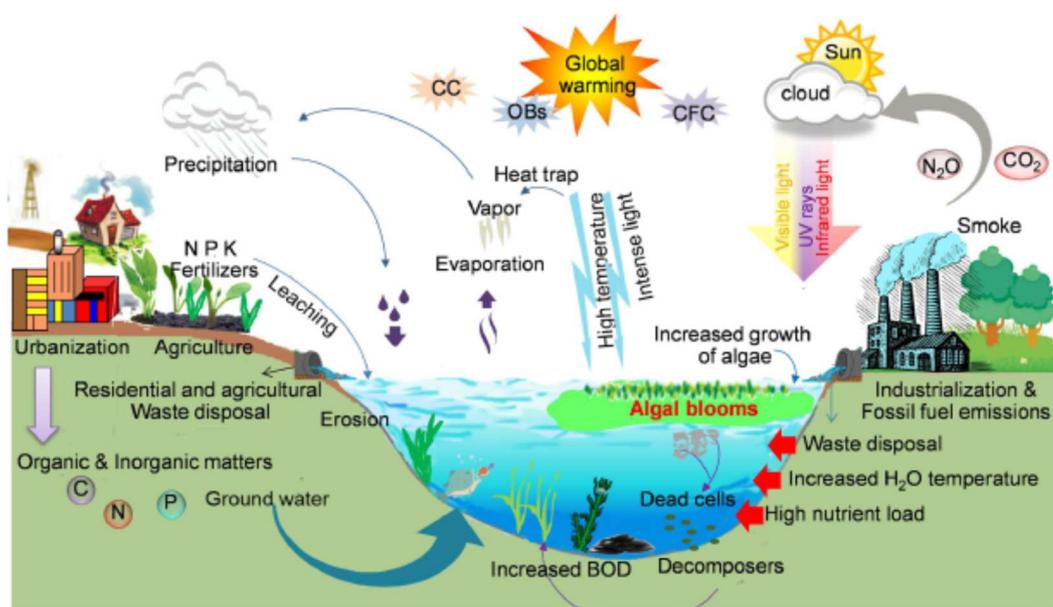


Figure 6.8. Principaux facteurs influant sur les proliférations de cyanobactéries (Rastogi et al., 2015).

Des travaux tentent d'étudier par la modélisation les effets des interactions entre eutrophisation et changement climatique sur la fréquence et la sévérité des proliférations de cyanobactéries. Ces travaux de modélisation apparaissent dès les années 1990 (e.g. Patterson et al., 1994 ; Easthope & Howard 1999). Les modèles vont du simple modèle de régression (Onderka et al., 2006) à des modèles 3D couplant hydrodynamique et biologie (Carraro et al., 2012), en passant par des modèles statistiques plus ou moins complexes. Certains modèles simulent les processus spécifiques des cyanobactéries, notamment la capacité de flottaison dans la colonne d'eau (Walsby, 2005; Shan et al., 2014; Aparicio Medrano et al., 2013).

Les objectifs sont la prédiction à court terme (e.g. Li et al., 2014) ou des pronostics d'évolution à long terme en réponse à des changements globaux (Howard et Easthope, 2002 ; Markensten et al., 2010 ;

Varis, 1993). Les modèles prédictifs sont de type déterministe mais aussi dans de nombreux cas statistiques (Carvalho et al., 2011 ; Cha et al., 2014) et de plus en plus fréquemment basés sur des approches « guidées par les données » (Obenour, 2014 ; Zhang et al., 2015)

6.5.6.3. *Nutriments*

Au sein du corpus bibliographique, 13 articles traitent plus particulièrement de la modélisation du rôle des nutriments sous différents aspects :

- la réponse de l'écosystème aux apports en nutriments par le bassin versant et à leur évolution (Cui et al., 2016; Fennel et al., 2007) ; (Lindim et al., 2015)
- l'évolution des concentrations en nutriments (Milstead et al., 2013)
- la dynamique des nutriments en liaison avec d'autres processus biologiques (Asaeda et al., 2000; Boegman et al., 2008; Leon et al., 2005)
- l'importance de la charge interne (Burger et al., 2008; Li et al., 2015)
- l'influence de la matière organique (Carpenter et al., 2016)

6.5.6.4. *Oxygène*

Environ 15% des articles retenus prennent en considération la modélisation de l'oxygène. La plupart sont des modèles déterministes (Antonopoulos and Gianniou, 2003; Bell et al., 2006; Bonnet and Poulin, 2004; Chapra and Canale, 1991). Quelques modèles statistiques ont également été développés (Chen and Liu, 2014; Elshaarawi, 1984).

Ces modèles permettent de simuler différents scénarios (Fang and Stefan, 1997; Fang et al., 2004a). La plupart des lacs modélisés se trouvent dans les régions tempérées de l'hémisphère nord. Quelques modélisations portent sur des sites en Amérique du Sud (*e.g.* Rocha et al., 2009). Ces modèles peuvent être utilisés pour tester des techniques de restauration des lacs, notamment la réaération de l'hypolimnion (Sahoo et Luketina, 2003 ; Singleto et al., 2010 ; Toffolon et Serafini, 2013). Les modélisations de l'oxygène sont généralement couplées à des modélisations du compartiment sédimentaire (Moore et al., 1996 ; Gudimov et al., 2016 ; Rankovic et al., 2010).

6.5.6.5. *Sédiments*

Parmi les articles qui s'intéressent spécifiquement à la modélisation du sédiment, la plupart sont de dimension 0 (Chapra and Canale, 1991) ou unidimensionnel verticaux (Gudimov et al., 2016 ; Chung et al., 2009). Les principaux processus considérés sont les suivants: processus biogéochimiques au sein du sédiment, resuspension du sédiment (Chung et al., 2009) et échanges de nutriments et/ou d'oxygène entre le sédiment et la colonne d'eau (Smits and Vandermolen, 1993; Snodgrass, 1987; Walker and Snodgrass, 1986).

6.5.7. Principaux résultats des modèles déterministes

Il existe actuellement un grand nombre de modèles d'eutrophisation des écosystèmes lacustres, pouvant être appliqués à des lacs pour lesquels on dispose de mesures de terrain. La description de ces modèles, les équations mises en jeu, les résultats de calibration et validation sur différents sites d'études constituent une grande partie du contenu des articles (*e.g.* Bruce et al., 2006; Elliott, 2011; Elliott and Thackeray, 2004; Elliott et al., 2007; Hamilton and Schladow, 1997; Leon et al., 2011; Lewis et al., 2002b; Los and Brinkman, 1988; Reynolds et al., 2001; Riley and Stefan, 1988; Rukhovets et al., 2003).

L'application des modèles porte principalement sur les thématiques présentées au paragraphe précédent, à savoir la biomasse phytoplanctonique, les cyanobactéries, les nutriments, l'oxygène et les sédiments.

6.5.7.1. Dynamique du phytoplancton

Dans le but de mieux comprendre la dynamique du phytoplancton, les modèles déterministes sont le plus souvent appliqués à des échelles de temps saisonnière ou pluriannuelle. Différents aspects sont étudiés: biomasse des principaux groupes phytoplanctoniques et/ou du phytoplancton total (valeurs ponctuelles, moyennes annuelles ou saisonnières), concentration totale de chlorophylle, valeurs à différentes profondeurs ou moyennes dans l'épilimnion, phénologie du développement et des proliférations phytoplanctoniques (dates des pics de biomasse, durée de dépassement de seuils), etc.

Les données concernant le phytoplancton sont généralement des mesures de biovolume des différentes espèces identifiées au microscope. En raison de la longueur du temps nécessaire à ces analyses, les observations portent souvent sur des échantillons moyens, par exemple prélevés sur la totalité de la couche euphotique ou sur une couche de profondeur donnée (Bruce et al., 2006; Elliott et al., 2007). Les résultats de simulations pluriannuelles sur 11 années dans le lac Erken (Suède) sont ainsi exprimés en moyennes mensuelles de chlorophylle totale dans la couche de surface (0-10m) (Elliott et al., 2007).

Dans les grands lacs, une modélisation 3D se justifie. Hillmer et al. (2008) comparent les résultats d'une modélisation unidimensionnelle verticale (Dyresm-Caedym) et tridimensionnelle (Elcom-Caedym) sur un même site d'étude, le lac Kinneret. La prise en compte de l'hétérogénéité horizontale du lac permet d'obtenir de meilleurs résultats de la modélisation écologique.

Dans le lac Erié (Leon et al., 2011) les processus physiques de méso-échelle, upwelling et circulations générales dans le lac ont été modélisés avec le modèle tridimensionnel Elcom. L'évolution spatio-temporelle des variables est bien simulée même si les auteurs soulignent la difficulté de comparer les résultats de simulation de la succession phytoplanctonique aux mesures en raison de l'agrégation des espèces nécessaire dans le modèle. Les performances du modèle sont donc évaluées de manière qualitative.

A partir des mesures de terrain, les concentrations en chlorophylle ou en carbone sont estimées en utilisant des facteurs de conversion, très variables selon les auteurs, entre biovolume et concentration équivalente en chlorophylle ou carbone.

La qualité des résultats de simulation de la biomasse phytoplanctonique, lorsqu'elle est évaluée par rapport à la concentration totale de chlorophylle, est en général jugée satisfaisante. Pour juger de l'acceptabilité des résultats, un critère est qu'ils ne s'éloignent pas de plus de deux écarts-types des moyennes des valeurs mesurées (Elliott et al., 2007).

La définition de groupes phytoplanctoniques basée sur leurs traits fonctionnels a été introduite dans le but de mieux modéliser le fonctionnement de l'écosystème et les réponses à des changements d'apports en nutriments (Mieleitner and Reichert, 2008). Cela devrait également conférer un caractère plus universel au modèle et permettre une meilleure transférabilité à d'autres sites d'étude. Néanmoins la capacité prédictive de ces modèles reste modeste.

L'aptitude de 124 modèles à reproduire la dynamique des groupes phytoplanctoniques fonctionnels a été étudiée récemment (Shimoda & Arhonditsis, 2016). Les auteurs relèvent une très grande variabilité de la caractérisation de ces groupes ainsi que des formulations mathématiques qui décrivent les principaux processus physiologiques de ces groupes fonctionnels (croissance, cinétique d'absorption des nutriments, mobilité...).

6.5.7.2. Dynamique des Cyanobactéries

Les cyanobactéries comptent parmi les espèces qu'il est important de bien modéliser en raison des déséquilibres du fonctionnement écologique qu'elles entraînent et des problèmes de santé publique qu'elles posent. La modélisation de leur dynamique et des processus qui la contrôlent fait l'objet de nombreux travaux (Belov and Giles, 1997; Carraro et al., 2012a; Elliott, 2012; Guven and Howard, 2006; Hense and Beckmann, 2010; Howard et al., 1996).

La migration dans la colonne d'eau est un processus caractéristique des cyanobactéries : leur vitesse de sédimentation ou de flottation dans la colonne d'eau varie en fonction de leur masse volumique, qui elle-même varie en fonction de la quantité de carbohydrates et du volume des vacuoles dans les cellules. Il s'agit d'un processus très complexe, présentant de nombreuses rétroactions et donc fortement non-linéaire. Il implique l'intensité de la photosynthèse, elle-même fonction de l'intensité de la lumière dans la colonne d'eau, et donc de la position des cyanobactéries dans la colonne d'eau. Par ailleurs les différentes espèces de cyanobactéries forment des colonies dont les caractéristiques morphométriques influent sur la vitesse de migration. Les modèles diffèrent selon la complexité avec laquelle ils rendent compte des différents aspects du processus de migration.

Dans le modèle de Kromkamp and Walsby (1990), le changement de masse volumique dépend de deux processus simultanés, une augmentation contrôlée par l'intensité lumineuse reçue par les cellules et une diminution en fonction du temps. Les valeurs des paramètres des équations ont été obtenues à partir de données expérimentales de changement de la masse volumique d'une espèce de cyanobactérie (*Planktothrix aghardii*) en fonction du temps et de l'intensité lumineuse. Les résultats montrent que la taille des colonies influe sur la vitesse de migration mais pas sur la profondeur atteinte dans la colonne d'eau. La dynamique des efflorescences fluctue en fonction de la remontée des colonies flottantes et de la sédimentation d'autres colonies vers le fond. Les cellules carencées en phosphore migrent vers de plus grandes profondeurs que les cellules limitées par la lumière.

Howard et al. (1996) proposent un modèle de croissance et de transport des cyanobactéries qui prend en compte d'une part la production photosynthétique, la variation de la masse volumique des cellules, la migration verticale des cellules et d'autre part le mélange turbulent dans la colonne d'eau qui influe également sur le mouvement des cyanobactéries.

Belov et Giles (1997) présentent un modèle dynamique du mouvement des cyanobactéries basé sur les propriétés de régulation de la flottabilité des cellules dans des conditions simplifiées : une colonne d'eau isotherme où les nutriments ne sont pas limitants. Le principal facteur contrôlant la mobilité des cellules est le cycle nyctéméral de la lumière. L'article s'attache principalement à analyser dans ces conditions le comportement mathématique des équations en jeu dans le modèle.

Guven et Howard (2006) proposent une revue et une analyse critique de 12 principaux modèles de développement des cyanobactéries dans les écosystèmes lacustres. Deux approches de modélisation sont traitées : les modèles déterministes et les modèles de réseaux de neurones. Les modèles étudiés s'attachent généralement à décrire, soit les processus biologiques impliqués dans la croissance de la biomasse, soit les processus impliqués dans le mouvement et le transport des cellules. Rares sont ceux qui couplent tous les aspects influant sur la dynamique des cyanobactéries.

Un processus distinctif des cyanobactéries est la capacité de certaines espèces, les espèces diazotrophes, de fixer l'azote atmosphérique. La prise en compte de ce processus permet de mieux modéliser le contrôle de la succession des espèces par les nutriments présents dans le milieu. Hense et Beckmann (2010) proposent plusieurs versions d'un modèle du cycle de vie de cyanobactéries diazotrophes, considérant la phase active de fixation de l'azote et la phase végétative des cellules. Les

caractéristiques écologiques, le cycle de vie des cyanobactéries et les interactions avec l'hydrodynamique sont particulièrement complexes (Figure 6.9). L'approche simplifiée décrit de façon satisfaisante la dynamique des cyanobactéries, en particulier les caractéristiques temporelles des efflorescences et l'intensité de la fixation d'azote. Le jeu d'équations proposé peut être inséré dans différents types de modèles de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs.

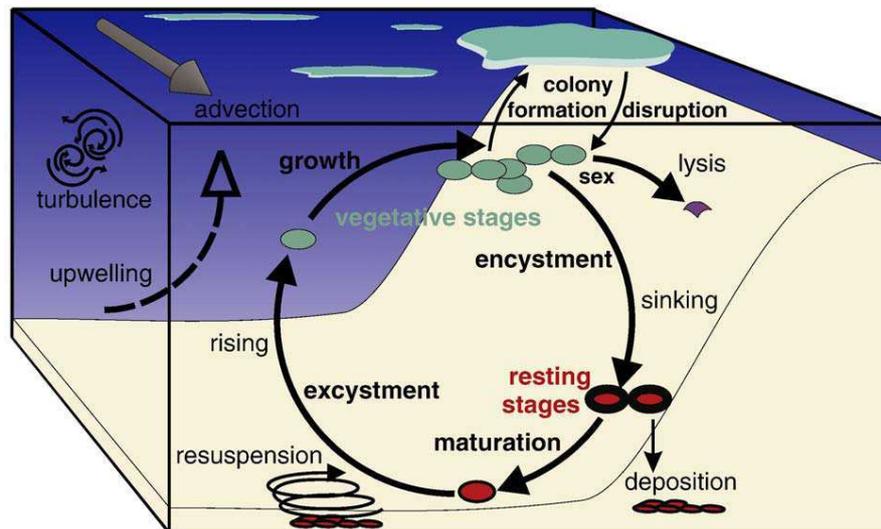


Figure 6.9. Schéma général des principales étapes du cycle de vie des cyanobactéries (Hense, 2010).

Dans le lac Pusiano, (Carraro et al., 2012a) ont utilisé le modèle tri-dimensionnel Elcom couplé au modèle biologique et validé grâce à des mesures à haute fréquence pour identifier les facteurs, notamment hydrodynamiques, qui régissent la répartition spatiale d'une cyanobactérie *P. rubescens*.

Selon de très nombreux auteurs (e.g. Carey et al., 2012; Gkelis et al., 2014; Newcombe et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Paerl and Huisman, 2008; Paerl and Paul, 2012; Posch et al., 2012) le changement climatique en cours entrainera probablement une augmentation relative de la biomasse globale des cyanobactéries ainsi que des occurrences de proliférations.

Elliott (2012) fait une revue des prévisions des modèles en ce qui concerne l'impact du changement climatique sur les cyanobactéries. La plupart des résultats analysés montre une augmentation de la biomasse relative des cyanobactéries due à une augmentation de la température de l'eau, une augmentation du temps de séjour et une augmentation des apports en nutriments. Le changement climatique a pour effet principal de modifier la phénologie des proliférations de cyanobactéries et l'abondance de leur biomasse. Le réseau trophique des lacs est également modifié en raison de la faible valeur nutritive des cyanobactéries pour le zooplancton.

6.5.7.3. Réponse de l'écosystème aux scénarios de gestion locale

Le modèle est utilisé dans certains cas pour tester des scénarios prospectifs et comparer des alternatives de gestion locale.

Plusieurs scénarios de gestion du réservoir Los Molinos (Argentine) ont été testés avec un modèle décrivant la dynamique des nutriments et du phytoplancton (Rodriguez Reartes et al., 2016). Après calage et validation, le modèle a été appliqué de façon prospective. Les résultats des simulations ont

souligné l'impact des pratiques d'élevage et du traitement des eaux usées, en particulier des fosses septiques sur la qualité de l'eau. La combinaison entre traitement des eaux usées dans le bassin versant direct du réservoir et mesures de réduction des nutriments issus de l'élevage (élimination totale des rejets de N et P par le bétail) serait la plus bénéfique pour préserver la qualité du lac.

L'effet de différentes actions destinées à réduire l'eutrophisation d'un lac en Suède (réduction des apports en nutriments, biomanipulations, application d'herbicide) a été analysé avec un modèle biogéochimique unidimensionnel vertical (Pers, 2005). D'après les résultats des simulations, les meilleurs effets sont obtenus avec une réduction des nutriments et une biomanipulation agissant sur les populations de poissons.

La comparaison de différents scénarios prospectifs devrait inclure un scénario de référence, ce qui n'est pas le cas dans la plupart des modélisations réalisées. Cela s'explique par le manque de séries de données historiques suffisamment longues et par la complexité d'une reconstitution fiable des conditions environnementales antérieures au début de l'eutrophisation. Pour le phosphore total, les valeurs de référence des apports par le bassin versant peuvent être estimées par différentes approches (coefficients d'exportation, indices morpho-édaphiques, estimations paléolimnologiques) dont les résultats ont rarement été comparés (Salerno et al., 2014). Ces approches ont été testées sur 35 lacs sub-alpins d'Italie du nord. Une des conclusions souligne l'intérêt des modèles déterministes de bassin versant dans l'estimation des apports en phosphore total de référence.

Les conclusions aboutissent rarement à des recommandations précises sur le niveau d'apports en nutriments par le bassin versant souhaitable afin d'éviter l'eutrophisation d'un lac. Elles portent le plus souvent sur les avantages de l'approche de modélisation développée et sa transposabilité à d'autres systèmes. Le modèle est généralement mis en œuvre sur un site d'étude particulier pour lequel on dispose d'un jeu de données suffisant. Malgré la transposabilité des modèles basés sur les processus, ils doivent être mis en œuvre dans une configuration adaptée aux caractéristiques de chaque lac pour estimer les niveaux d'apports en nutriments à atteindre (Trolle et al., 2008b). De plus la complexité du fonctionnement écologique des systèmes lacustres dont de nombreux processus ne sont pas pris en compte ou sont très simplifiés par les modèles (rôle du sédiment, changement des assemblages phytoplanctoniques, mobilité de certaines espèces...) incite les auteurs à une grande prudence. Lorsque des recommandations sont faites, elles sont immédiatement nuancées. Ainsi, les apports en phosphore total permettant au lac Ravn (Danemark) d'atteindre les objectifs de bon état écologique demandé par la Directive Européenne Cadre sur l'Eau, ont été estimés grâce à un modèle unidimensionnel vertical (Trolle et al., 2008a). Les auteurs préconisent une réduction d'au moins 50% des apports en phosphore total par le bassin versant tout en attirant l'attention sur les possibles effets en cascade au sein du réseau trophique, non simulés par le modèle, et qui pourraient entraîner une évolution de l'écosystème non prévisible.

6.5.7.4. Réponse de l'écosystème aux changements globaux

Les modèles sont souvent utilisés pour étudier l'effet attendu des changements globaux, en particulier du climat. Le changement climatique entraînera des changements dans le régime des précipitations, des vitesses du vent, du rayonnement solaire et de la température de l'air (Arnell and Gosling, 2013; Beniston, 2006; European Environment Agency, 2012). La plupart des modèles simulent l'effet des changements climatiques sur différents aspects du fonctionnement des lacs en liaison avec l'eutrophisation, principalement les concentrations en oxygène (Fang and Stefan, 1997, 2009), la croissance du phytoplancton (Hassan et al., 1998) et la dominance des cyanobactéries (Elliott, 2012).

La prise en compte du changement climatique se fait principalement selon deux approches : (1) l'utilisation des sorties de modèles climatiques régionaux traitées par des techniques de descente

d'échelle pour obtenir le forçage météorologique au niveau du lac étudié ou (2) une analyse de sensibilité aux forçages météorologiques où des données réellement mesurées sont modifiées par une gamme de facteurs de changement.

Très souvent l'analyse de l'influence du changement climatique, en particulier du réchauffement, porte plus particulièrement sur les cyanobactéries dont on suppose qu'il aurait un effet positif sur l'accroissement de leur biomasse (e.g. Carey et al., 2012; Newcombe et al., 2012; Paerl and Paul, 2012; Posch et al., 2012; Wagner and Adrian, 2009). Néanmoins, certains auteurs (Elliott, 2012) considèrent que trop peu de simulations prédictives fiables de la dominance des cyanobactéries sont réalisées.

Dans le lac Windermere, l'effet d'une augmentation de la température de l'eau et des apports en phosphore sur le phytoplancton a été étudié avec le modèle PROTECH (Elliott, 2011). Les résultats montrent une plus grande précocité du pic printanier de diatomées (2-3 jours/°C). La biomasse des diatomées contrôlée principalement par la lumière est peu modifiée. Par contre la biomasse des cyanobactéries augmente avec l'augmentation des deux facteurs étudiés. Ces deux facteurs agissent en synergie, l'influence prédominante étant due aux apports en phosphore. La dominance des cyanobactéries est renforcée en fin d'été. La température joue principalement sur la succession et la communauté phytoplanctonique saisonnière et les apports en nutriments sur la quantité de biomasse produite.

Howard et Easthope (2002) ont utilisé les prévisions du modèle de climat HADCM2 sur une période de 90 années, jusqu'à la fin du 21^{ème} siècle, pour simuler l'évolution de la croissance de la cyanobactérie *Microcystis* dans le lac Farmoor en Grande Bretagne. Les principales variables météorologiques utilisées sont les moyennes mensuelles de vitesse du vent, de couverture nuageuse et de rayonnement solaire. Les résultats ne montrent pas d'augmentation globale de la biomasse annuelle des cyanobactéries. Par contre, la période de croissance des cyanobactéries serait plus étendue avec des biomasses plus élevées qu'actuellement au printemps (mai) et en automne (septembre). Ces résultats doivent être nuancés car l'effet du changement climatique à long terme sur les apports par le bassin versant ne sont pas pris en considération.

L'effet du réchauffement climatique à tel qu'il est prévu à l'horizon de la fin du 21^{ème} siècle a été étudié sur trois lacs de Nouvelle-Zélande (Trolle et al., 2011). Un modèle climatique régional basé sur le scénario A2 du GIEC prévoit une augmentation moyenne annuelle de la température de l'air d'environ 2,5 ° C dans les années 2100 dans la région des lacs étudiés. Les conditions climatiques futures sont décrites de façon très simplifiée, seul le changement de température de l'air est pris en compte. L'augmentation annuelle moyenne de la température de l'air prévue pour l'année 2100 a été ajoutée aux températures moyennes journalières sur la période 2002-2007. Les caractéristiques morphométriques et trophiques des trois lacs modélisés sont différentes. Le premier est assez profond (33.5m) et oligo-mésotrophe, le deuxième peu profond (13.5m) et eutrophe et le troisième très peu profond (2.5m) et très eutrophe. Les cyanobactéries ne sont présentes que dans le deuxième lac. Les résultats de modélisation montrent une augmentation de la biomasse phytoplanctonique en été et une augmentation de la dominance des cyanobactéries dans le lac où elles sont présentes. La biomasse moyenne annuelle augmente dans les lacs oligo-mésotrophe et eutrophe mais elle diminue dans le lac très eutrophe. La biomasse phytoplanctonique diminue en hiver et au printemps, en particulier celle des diatomées.

Une analyse récente (Elliott, 2012) d'une dizaine de travaux de modélisation sur l'impact du changement climatique sur les cyanobactéries a montré une augmentation de l'abondance relative des cyanobactéries avec une augmentation de la température de l'eau, une augmentation du temps de séjour de l'eau et une augmentation des apports en nutriments par le bassin versant.

Les effets directs du changement climatique concernent surtout la phénologie de la dynamique du phytoplancton mais peu la quantité annuelle de biomasse totale. Ces changements de la succession phytoplanctonique peuvent entraîner une limitation par l'azote dans certains lacs, et favoriser ainsi la dominance de cyanobactéries fixatrices d'azote. En outre, les eaux plus chaudes au printemps peuvent augmenter la consommation de nutriments par la communauté de phytoplancton qui dans certains lacs a causé la limitation de l'azote plus tard dans l'année au profit de certaines cyanobactéries fixant l'azote. L'augmentation de l'abondance relative des cyanobactéries peut également être à l'origine d'un déséquilibre des niveaux supérieurs du réseau trophique en raison du faible broutage de ces espèces par le zooplancton.

6.5.7.5. Modélisation couplée du bassin versant et du lac

Certains auteurs cherchent à coupler modélisation du bassin versant et modélisation de la réponse du lac. Mais à notre connaissance, peu de résultats de recherche sont encore disponibles.

Le plus souvent le couplage entre modèle de bassin versant et modèle de lac n'est pas réalisé. Un modèle hydrologique du bassin versant du lac Cayuga (Etats-Unis) existe et a fourni des estimations des apports en nutriments par les tributaires du lac (Haith et al., 2012) mais ce modèle de bassin versant n'est pas couplé à une modélisation du lac lui-même. Il en est de même pour le bassin versant du lac Gucheng en Chine (Huang et al., 2009) ou pour le bassin versant du lac Tahoe (Etats-Unis) (Riverson et al., 2013).

Depuis les années 2000, des modélisations intégrées du bassin versant et du lac sont entreprises. La modélisation du bassin versant du lac est réalisée dans l'objectif de fournir au modèle de lac les données d'entrée afin de simuler ensuite la réponse du lac aux apports par le bassin versant. Mais les limites de ces modélisations couplées viennent du cumul des incertitudes du modèle hydrologique et du modèle de lac. Si les débits entrants sont assez bien simulés, les principales incertitudes sont dues aux erreurs sur le calcul des concentrations en nutriments dans les tributaires du lac (Liu et al., 2006; van Puijenbroek et al., 2004; Silva et al., 2016).

Quelques travaux se sont attachés à coupler l'utilisation de modèles de climat, de bassin versant et de lac. Pour étudier la biomasse phytoplanctonique dans un grand lac peu profond, le lac Malaren (Suède), un modèle climatique régional, un modèle hydrologique et un modèle de lac ont été utilisés en séquence (Markensten et al., 2010). Dans ce lac, le réchauffement augmente la durée de la production phytoplanctonique, augmente légèrement la biomasse totale, et modifie la composition phytoplanctonique à l'avantage des cyanobactéries fixatrices d'azote. D'après ces auteurs, le changement du régime hydrologique et donc des apports en nutriments au lac est à l'origine de la dominance des cyanobactéries.

Carraro et al. (2012b) proposent pour le lac Pusiano (Italie du Nord) une modélisation couplée des apports par le bassin versant (modèle SWAT) et une modélisation déterministe de la réponse du lac (modèle Dyresm-Caedym). Les résultats obtenus pour différents scénarios sont discutés et comparés entre eux mais aucune recommandation chiffrée de pourcentage de réduction des apports ou de concentrations à atteindre n'est donnée.

Le continuum des milieux aquatiques, des têtes de bassin jusqu'à l'océan, est au cœur des recherches actuelles sur les processus biogéochimiques dans les eaux continentales. En témoigne la thématique du prochain numéro spécial², à paraître en 2017, de la revue *Limnology and Oceanography*, revue de référence dans le domaine, intitulée « Headwaters to oceans: ecological and biogeochemical contrasts

² <http://aslo.org/news/announcing-the-2017-limnology-and-oceanography-special-issue/>

across the aquatic continuum ». Dans ce domaine, les avancées sur l'intégration des connaissances sont rapides et la modélisation, encore balbutiante, devrait permettre dans les prochaines années des progrès significatifs.

6.5.7.6. Intégration des modèles dans des systèmes d'alerte

Dans un objectif de gestion, les modèles sont souvent intégrés dans des systèmes d'alerte destinés à prévoir des proliférations phytoplanctoniques, en particulier pour améliorer le contrôle opérationnel des proliférations de cyanobactéries (Shimoda and Arhonditsis, 2016). La plupart des articles décrivent les modèles utilisés et l'architecture du système. Mais peu confrontent a posteriori les prévisions avec des mesures réalisées ensuite.

Dans le but de prévoir les proliférations algales dans le lac Taihu, le modèle EcoTaihu a été intégré dans un logiciel développé sous Windows (Zhang et al., 2013). Les résultats des simulations montrent généralement un bon accord avec les mesures. Mais les auteurs soulignent aussi qu'aucun modèle n'est en mesure d'intégrer tous les processus écologiques. Les erreurs de prévision ne sont pas seulement dues au modèle mais aussi aux incertitudes sur les mesures et du fait que, souvent, résultats de modélisation et mesures de terrain ne sont pas directement comparables.

6.5.7.7. Etudes de sensibilité et incertitudes

Les valeurs des paramètres présents dans les équations des modèles doivent être calées. Ces paramètres sont généralement très nombreux, souvent plus d'une cinquantaine. Le calage des paramètres passe par de simples méthodes d'essais et d'erreurs à de complexes méthodes variationnelles.

On compte environ 60 paramètres dans un modèle biogéochimique d'un réservoir peu profond en Argentine dont la colonne d'eau est représentée par deux couches homogènes (Estrada et al., 2009). Les 15 paramètres les plus sensibles ont été calés par une méthode d'optimisation dynamique.

Quelques auteurs se sont attachés à quantifier les erreurs des modèles dues à l'incertitude sur les valeurs des paramètres (Scavia et al., 1981; Snodgrass, 1985; Stow et al., 1997) et à conduire une analyse de sensibilité des paramètres de leur modèle (Yi et al., 2016).

Une étude de sensibilité des paramètres utilisés dans la modélisation du lac Kinneret avec le modèle Dyresm-Caedym (Bruce et al., 2006) a montré que les plus sensibles étaient liés au zooplancton (taux de broutage, influence de la température et limitation en nutriments).

Une étude récente menée sur les performances des modèles dans un grand nombre de modèles de phytoplancton développés de 1980 à 2012 (Shimoda and Arhonditsis, 2016) montre que peu d'articles présentent une analyse de sensibilité menée de façon satisfaisante et que l'évaluation des incertitudes sur les résultats de simulation reste généralement trop qualitative.

6.5.8. Perspectives

Une des évolutions les plus notables au cours de la dernière décennie porte sur la modélisation de la dynamique du phytoplancton basée sur les traits fonctionnels des espèces dominantes (Di Maggio et al., 2016; Kerimoglu et al., 2016; Mieleitner and Reichert, 2008; Segura et al., 2013). Cette approche doit permettre de beaucoup mieux décrire, et donc prévoir, la réponse biologique du système à des changements globaux ou à des mesures de restauration. Cependant, de nombreuses critiques sur les

performances de ces modèles sont émises (Shimoda and Arhonditsis, 2016). La définition de traits fonctionnels à partir de communautés phytoplanctoniques très hétérogènes pose des problèmes difficiles à résoudre. Il n'existe pas encore de paramétrisations robustes des caractéristiques de ces groupes qui permettraient d'obtenir des simulations prédictives fiables dans des conditions environnementales variées.

En ce qui concerne les cyanobactéries, des recherches permettant de mieux prendre en compte leur cycle de vie (Hense et Burchard, 2010) se poursuivent, notamment les processus portant sur leur recrutement à partir du sédiment et sur leur mobilité verticale (Aparicio Medrano et al., 2013).

Une autre tendance forte observée dans les articles publiés durant la dernière décennie concerne les applications croissantes de la modélisation tridimensionnelle couplée à des images satellitaires de la localisation de la biomasse phytoplanctonique (Curtarelli et al., 2015; Tyler et al., 2006; Yacobi, 2006). Cette utilisation des images satellitaires bénéficie de l'amélioration de la résolution des images, de la généralisation des systèmes de suivi en continu des plans d'eau et du développement de nombreux algorithmes pour relier les mesures *in situ* aux valeurs fournies par les images. Ces algorithmes deviennent aujourd'hui de plus en plus accessibles pour la modélisation des milieux aquatiques.

6.5.9. Conclusion

Les premiers modèles d'eutrophisation de lacs dans les années 1970 étaient des modèles empiriques reliant les concentrations en phosphore et en chlorophylle dans le lac ainsi que des modèles de bilan entre charge en nutriments apportée par le bassin versant et concentration en chlorophylle dans le lac. Ces modèles, faciles à mettre en œuvre, sont très utiles pour fournir les ordres de grandeur des concentrations en nutriments et en chlorophylle, dans le but de réduire ou contrôler l'eutrophisation des lacs. Mais ces modèles considèrent l'écosystème lacustre à l'équilibre et ne permettent pas de décrire l'évolution de l'écosystème en réponse à des changements des forçages environnementaux.

Par la suite, des modèles dynamiques ont été développés, dont les caractéristiques sont très variables en ce qui concerne la dimension spatiale (système bien mélangé, modèles unidimensionnels verticaux à tridimensionnels), la prise en compte du sédiment et des échanges avec la masse d'eau, la complexité du fonctionnement écologique et de l'hydrodynamique.

Les modèles déterministes se basent sur des systèmes d'équations différentielles ordinaires ou partielles qui traduisent les processus qui contrôlent l'évolution du phytoplancton, des nutriments et des principales variables. Les valeurs des paramètres présents dans ces équations doivent être calées. Ces paramètres sont généralement très nombreux, souvent plus d'une cinquantaine. Le calage des paramètres les plus sensibles est fait le plus souvent par de simples méthodes d'essais et d'erreurs.

La plupart de ces modèles représente la zone pélagique des lacs. La dynamique des macrophytes et leur éventuelle compétition avec le phytoplancton sont prises en compte dans quelques modèles plutôt récents.

Les modèles déterministes les plus nombreux sont unidimensionnels verticaux. L'application de modèles tridimensionnels s'est développée plus récemment. La plupart de ces modèles repose sur le couplage entre modèle hydrodynamique et modèle biologique. La modélisation du fonctionnement thermique fournit les conditions physiques nécessaires à la modélisation de la production phytoplanctonique. Parmi les groupes phytoplanctoniques très souvent représentés figurent les cyanobactéries.

Les variables d'état incluent également les nutriments (phosphore et quelquefois azote) et l'oxygène. Les variables biologiques incluent souvent le zooplancton, plus rarement les bactéries. Dans certains

modèles, des variables spécifiques pour le sédiment décrivent les processus survenant dans ce compartiment.

Les modèles sont utilisés pour étudier l'évolution de l'eutrophisation des écosystèmes sous l'influence attendue des changements globaux (nutriments, urbanisation, climat). Parmi ces changements, les effets du réchauffement climatique sont les plus fréquemment étudiés. Mais les modèles butent sur les difficultés de prévision du fonctionnement biologique. Aucun modèle ne parvient à prédire la composition future des communautés phytoplanctoniques puisque la nature stochastique des futures conditions de forçage environnementales sont imprévisibles (Reynolds and Elliott, 2010). Les modèles se basent donc sur des descriptions de l'écosystème comprenant des espèces prédéfinies dont l'évolution dépend de règles préétablies.

Néanmoins pour progresser dans la compréhension et la prévision des réponses complexes, physiques et biologiques, des écosystèmes lacustres, aux diverses pressions auxquelles ils sont soumis, les modèles déterministes demeurent des outils indispensables (Trolle et al., 2011). Appliqués dans une configuration adaptée au contexte spécifique de chaque lac, l'analyse des résultats des modélisations prédictives peuvent permettre de mieux définir les espèces favorisées par certaines conditions environnementales et donc les plus à même de dominer l'écosystème (Reynolds and Elliott, 2010).

Les évolutions récentes montrent un fort couplage entre modélisation et acquisition des données expérimentales (aériennes, de terrain à fréquence élevée ou en laboratoire). Cette évolution, pour être productive, implique une forte collaboration entre les équipes de recherche, les disciplines et les approches.

6.6. Modélisation de l'eutrophisation dans le contexte « Marin côtier »

Alain Ménesguen

Ifremer Centre Bretagne

6.6.1. Préambule

6.6.1.1. Choix bibliographique

La recherche bibliographique sur la modélisation de l'eutrophisation marine a été scindée en 4 sous-tâches, en fonction des grands types de sites touchés :

- Les estrans et les lagunes présentant de l'eutrophisation à macroalgues
- Les lagunes présentant de l'eutrophisation phytoplanctonique
- Les estuaires
- Les zones marines du plateau continental

Les équations de recherche bibliographique ont été adaptées à ces 4 sous-tâches, mais ont fourni certains doublons, voire des articles mal classés. Ces derniers ont donc été supprimés de leur liste initiale, et réintroduits comme « ajouts » dans la liste la plus pertinente.

Certains articles recensés par les équations de recherche bibliographique n'ont pas été pris en compte (« suppressions », surlignées en gris) car portant sur des écosystèmes d'eau douce, ou sur des processus écologiques génériques pas focalisés sur l'eutrophisation, ou n'étant pas accessibles sur Internet.

D'autres ont été rajoutés (« ajouts », surlignés en jaune) par les rédacteurs, soit parce qu'ils en étaient connus, soit parce que des articles listés y faisaient référence.

6.6.1.2. Présentation de l'analyse des articles retenus

Chaque sous-tâche a été analysée selon 5 points de vue :

- Sites et périodes modélisés, historique et auteurs :
- Buts des modèles :
- Modèles hydrodynamiques utilisés :
- Modèles biogéochimiques utilisés :
- Principaux résultats :

Quatre figures permettant de faciliter la compréhension du lecteur sont présentées en préambule de l'analyse. En ce qui concerne les modèles hydrodynamiques utilisés, la figure 6.10 illustre les différents types de spatialisation possible, la figure 6.11 illustre la différence entre grille cartésienne et grille curviligne, la figure 6.12 explique la différence entre coordonnées verticales z ou σ .

En ce qui concerne les modèles biogéochimiques utilisés, la figure 6.13 donne un exemple de formalisation du cycle naturel des éléments Azote, Phosphore et Silicium, avec prise en compte de compartiments sédimentaires et de l'oxygène dissous.

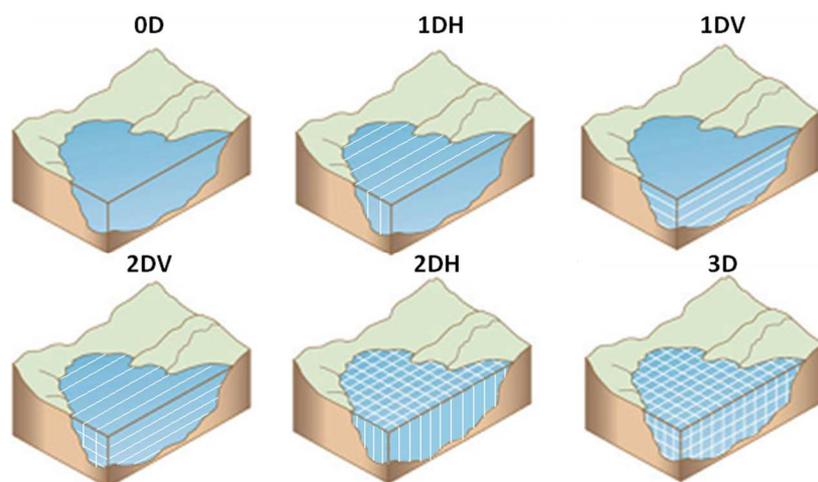


Figure 6.10. Divers types de modélisation de l'espace. Trolle et al. 2012.

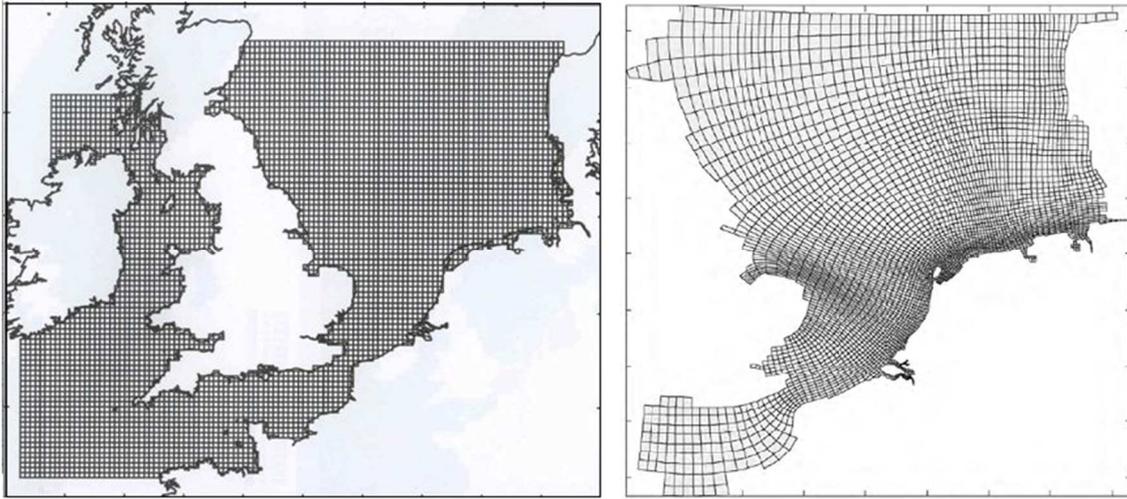


Figure 6.11. Grilles cartésienne (à gauche) et curvilinéaire (à droite). Source: RBINS, Belgique ; Deltares, Pays-Bas.

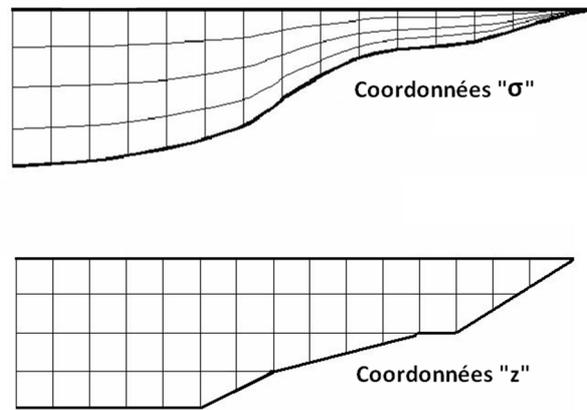


Figure 6.12. Coordonnées verticales de type σ (en haut) ou z (en bas). Réalisation : Alain Ménesguen.

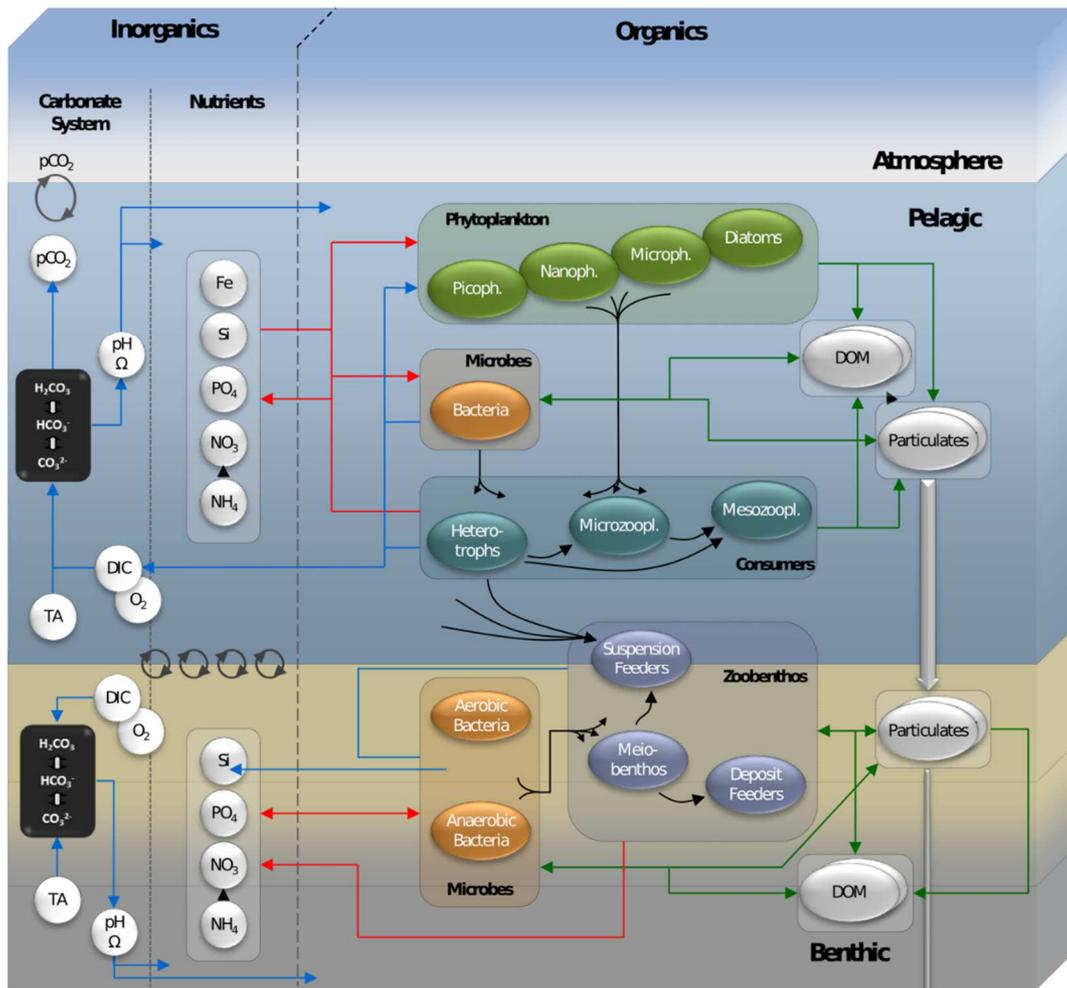


Figure 6.13. Schéma de modèle biogéochimique des éléments N, P, Si dans l'eau et le sédiment. Source : Butenschön et al., 2016.

6.6.2. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation à macro-algues

6.6.2.1. Introduction

La forme d'eutrophisation marine côtière la plus spectaculaire et la plus facilement visible des populations littorales est constituée par les proliférations et accumulations massives de macroalgues vertes des genres *Ulva* ou *Cladophora*, sans oublier celles de macroalgues brunes ectocarpales des genres *Ectocarpus* et *Pilayella*. Affectant les milieux littoraux très peu profonds (lagunes, plages, vasières...) dans le monde entier, elles sont causées par l'augmentation récente, parfois brutale, des apports nutritifs terrigènes, notamment azotés. Les modèles de ces proliférations massives de macroalgues vertes ont contribué à expliquer l'apparition du phénomène et tester des stratégies de remédiation.

6.6.2.2. Corpus bibliographique

Equation de recherche bibliographique utilisée dans le Web of Science Core Collection :

TITLE: (((("green alga"* OR "green tide*" OR macroalg* OR ulva) AND (model* OR numerical OR simulat*))) AND TOPIC: (eutrophic* OR hypox* OR anox*))

Cette équation a permis de recenser 17 articles. A leur lecture, 4 références non pertinentes pour l'expertise ont été supprimées, et 12 références ajoutées. Le corpus bibliographique final est ainsi composé de 25 articles.

6.6.2.3. Sites et périodes modélisés, historique et auteurs

La chronologie des articles suit d'abord dans ses grandes lignes celle de l'apparition des grandes marées vertes mondiales : en premier viennent les baies de Bretagne (Ménèsquen and Salomon, 1988) ; (Ménèsquen, 1992) ; (Menesquen et al., 2006) ; (Perrot et al., 2014), puis la lagune de Venise (Solidoro et al., 1995) ; (Solidoro et al., 1997b) ; (Coffaro and Sfriso, 1997) ; (Coffaro and Bocci, 1997) ; (Bergamasco and Zago, 1999) ; (Lovato et al., 2013) et celle de Sacca di Goro au sud du delta du Pô (Cellina et al., 2003) ; (Bondavalli, 2003), et enfin la Mer Jaune, en Chine, où se développe aujourd'hui la plus grande marée verte du monde (Zhang et al., 2015).

D'autres sites plus petits disséminés dans le monde entier ont aussi fait l'objet de modélisations : des fjords danois (le Roskilde Fjord par (Nielsen, 1997) ; l'Odense Fjord par (Canal-Verges et al., 2014)), la baie de Narragansett sur la côte-est des Etats-Unis (Brush and Nixon, 2010), les estuaires portugais du Mondego (Martins et al., 1997) ; (Martins and Marques, 2002) ; (Silva-Santos et al., 2006) ; (Martins et al., 2008) et de la ria de Aveiro (Trancoso et al., 2005), ainsi que l'estuaire néo-zélandais de l'Avon-Heathcote (Ren et al., 2014).

6.6.2.4. Buts des modèles

Le premier but de ces modèles a été de savoir reproduire le cycle annuel de biomasse des algues vertes (Ménèsquen and Salomon, 1988) ; (BENDORICCHIO et al., 1994) ; (Coffaro and Sfriso, 1997) ; (Martins and Marques, 2002) ; (Lovato et al., 2013) et parfois celui du principal compétiteur micro- ou macroalgal (Coffaro and Bocci, 1997) ; (Brush and Nixon, 2010) ; (Trancoso et al., 2005) ; (Silva-Santos et al., 2006).

Puis, les modèles validés ont souvent été utilisés pour quantifier l'influence des apports de nutriments urbains, industriels, par les rivières et par la frontière marine (Bergamasco and Zago, 1999) ; (Menesquen et al., 2006) ou l'impact de la dérivation en mer de rejets urbains côtiers (Ren et al., 2014) et proposer des réductions raisonnées de ces apports. Très peu de modèles ont pour l'instant été utilisés pour évaluer l'impact du changement climatique sur la prolifération algale en zone eutrophisée (Martins et al., 2008).

La capacité caractéristique des algues vertes à dériver, soit flottantes à la surface, soit en suspension dans la colonne d'eau, a motivé des simulations de flotteurs lagrangiens visant à retrouver l'origine géographique des algues (Zhang et al., 2015) et la simulation de leur possible impact négatif (ombrage, chocs) sur les peuplements de zostères (Canal-Verges et al., 2014), voire les peuplements d'invertébrés brouteurs tels que l'isopode *Cyathura carinata* (Martins et al., 1997).

En milieu lagunaire, la décomposition brutale et massive des algues vertes en été crée des anoxies dommageables pour la faune et augmentent soudainement le relargage dans l'eau de nutriments ou de radionucléides (¹³⁷Cs) adsorbés sur le sédiment, dont les modèles peuvent aider à estimer les flux (Bondavalli, 2003).

Enfin, au moins un modèle économique a été construit pour choisir la meilleure stratégie à court terme pour ramasser les algues vertes et limiter leur impact sur l'aquaculture (Cellina et al., 2003).

6.6.2.5. Modèles hydrodynamiques utilisés

Les premiers modèles de proliférations macroalgales n'étaient pas spatialisés, se contentant de simuler la croissance des algues dans une boîte unique parfaitement mélangée, ce qu'on appelle un modèle OD : (BENDORICCHIO et al., 1994) ; (Solidoro et al., 1995) ; (Coffaro and Sfriso, 1997) ; (Cellina et al., 2003) ; (Martins et al., 1997) ; (Ren et al., 2014). On peut y rattacher le travail récent de (Silva-Santos et al., 2006) estimant de façon statistique les biomasses de divers groupes d'algues en quelques stations en fonction des variables du milieu. Une représentation grossière de l'hétérogénéité spatiale a parfois été obtenue en forçant plusieurs modèles OD par des conditions physiques (énergie cinétique turbulente) ou chimiques (richesse moyenne en nitrate) différentes correspondant à divers endroits du site étudié (Coffaro and Bocci, 1997), mais cette approche ne peut reproduire l'accumulation en certains endroits des algues en dérive.

Puis, une représentation simplifiée des échanges hydrodynamiques a été introduite sous forme d'une mosaïque de boîtes adjacentes échangeant des flux d'eau et de matière : 3 boîtes mono-couches (Ménèsquen and Salomon, 1988) ; (Ménèsquen, 1992), ou 11 boîtes mono-couches (Bergamasco and Zago, 1999), 4 boîtes bi-couches (Brush and Nixon, 2010)

Le passage à un maillage fin de l'espace a été fait d'abord en 2D : mailles rectangulaires inégales (Trancoso et al., 2005), mailles carrées uniformes (Perrot et al., 2014) ; (Lovato et al., 2013).

L'utilisation d'une discrétisation réellement 3D a débuté en 1997 avec des mailles carrées de 100m et des couches d'1m d'épaisseur pour la lagune de Venise (Solidoro et al., 1997a; Solidoro et al., 1997b) ; mais s'est imposée seulement récemment : maillage horizontal inégal et 10 couches pour le traçage de l'azote (Ménèsquen et al., 2006), éléments finis et 21 couches pour la dérive d'*Ulva lactuca* (Canal-Verges et al., 2014), modèle POM de la Mer Jaune (Zhang et al., 2015).

6.6.2.6. Modèles biogéochimiques utilisés

Les modèles de pure dérive lagrangienne d'algues flottantes n'utilisent aucune composante biogéochimique, mais une approche originale par multi-agents (Canal-Verges et al., 2014) a toutefois calculé la croissance d'*Ulva lactuca* (et *Fucus vesiculosus*) durant leur dérive.

Les modèles visant un aspect "annexe" de la prolifération macroalgale se suffisent soit d'une équation sommaire de croissance algale, par exemple l'utilisation du seul effet de la température et d'un seuil de biomasse d'*Ulva rigida* déclenchant l'anoxie dans un modèle économique (Cellina et al., 2003), soit même d'un forçage du modèle par des séries temporelles de mesures de biomasse d'algue, de matière détritique et de niveau d'oxygénation : ce peut être suffisant si le modèle vise par exemple la simulation de populations d'herbivores (Martins et al., 1997). Un modèle compartimental en réseau avec eau, algues, détritus et sédiments suffit à décrire les flux à l'état stable de radionucléides (Bondavalli, 2003).

Tous les modèles qui visent à comprendre le mécanisme biogéochimique de l'eutrophisation à macroalgues modélisent au moins le cycle de l'azote pour simuler la compétition entre phytoplancton et macroalgues vertes, parfois sans faire appel à la notion de quota nutritionnel de l'algue (Bergamasco and Zago, 1999) ; (Trancoso et al., 2005). Mais la plupart ont d'emblée lié la croissance des macroalgues et des phanérogames compétitrices à leur richesse interne (quota) d'azote (Solidoro et al., 1995) ; *Ulva lactuca* en compétition avec *Zostera marina* : (Coffaro and Bocci, 1997), et plusieurs auteurs ont ainsi simulé en parallèle les cycles de l'azote et du phosphore (*Ulva*: (Ménèsquen and Salomon, 1988) ; (Ménèsquen, 1992) ; (BENDORICCHIO et al., 1994) ; (Solidoro et al., 1995) ; (Coffaro and Sfriso, 1997) ; (Perrot et al., 2014) ; (Lovato et al., 2013) ; *Enteromorpha* : (Martins and Marques, 2002) ; *Ulva lactuca*

en compétition avec *Gracilaria tikvahiae* : (Brush and Nixon, 2010). Un seul modèle (Martins et al., 2008) a explicitement simulé la forme de résistance des macroalgues (spores et gamètes).

Quelques auteurs ont tenté, à la fin des années 90, de compléter cette classique modélisation mécaniste et déterministe par une approche évolutive, tentant d'adapter au cours du temps la répartition de la flore entre grands types algaux de façon à maximiser en permanence une quantité comme la biomasse totale, ou la biodiversité, ou l'information contenue dans la structure de l'écosystème. Pour introduire la biodiversité dans le modèle, (Coffaro et al., 1997) ont ré-exprimé tous les paramètres physiologiques d'un modèle mécaniste de compétition *Ulva-Zostera* en fonction de paramètres génériques cruciaux séparant bien les grandes espèces, tel que le rapport surface/volume pour les macroalgues (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Gracilaria*), ou la longueur de feuille et l'importance de la partie souterraine dans la masse d'un plant pour les phanérogames (*Z. marina* et *Z. noltii*, *Cymodocea nodosa*). A chaque avancée de la simulation, un algorithme d'optimisation automatique cherche les valeurs des paramètres génériques cruciaux qui maximisent la fonction-objectif choisie. L'évolution calculée de ces paramètres génériques permet de déterminer a posteriori l'abondance relative des grands types de végétaux. Sur la lagune de Venise, cette approche n'a cependant pas fourni de prévision de la répartition observée qui soit sensiblement meilleure qu'un tirage à pile ou face, et dans le Roskilde Fjord, (Nielsen, 1997) l'optimisation des paramètres cruciaux n'a pas vraiment modifié le comportement du modèle de compétition déjà très contrôlé par l'éclairement disponible, donc la profondeur d'eau. Pour estimer l'évolution à moyen terme de la compétition entre macroalgues vertes et zostères, (Silva-Santos et al., 2006) se sont contentés d'un modèle multi-régressif donnant les biomasses de divers groupes d'algues en quelques sites en fonction des variables du milieu.

6.6.2.7. Principaux résultats

La simulation de trajectoires d'objets flottants simulant les macroalgues vertes dérivantes a pu mettre en évidence en Mer de Chine des dérives de plusieurs semaines entre une zone-source et une zone d'accumulation (Zhang et al., 2015).

En Bretagne, (Ménèsguen and Salomon, 1988) puis (Ménèsguen, 1992) sur la baie de Saint-Brieuc, enfin (Perrot et al., 2014) sur cinq baies à marées vertes, ont montré que c'était l'azote amené sous forme nitrique par les fleuves côtiers qui était le facteur de contrôle des marées vertes à ulves, et ont donc recommandé de redescendre les concentrations de nitrate dans les fleuves visés de leur valeur actuelle (entre 20 et 30 mg/L) à des valeurs comprises entre 5 et 15 mg/L selon la capacité de confinement des sites marins. En rade de Brest, (Ménèsguen et al., 2006) ont montré de même, grâce à une nouvelle technique de marquage numérique de l'azote, que ce ne sont pas forcément les très petits fleuves côtiers qui se jettent directement dans une baie qui fournissent l'essentiel de l'approvisionnement en azote des ulves, mais ce peut être le panache de dilution d'un important fleuve distant ou celui d'une grosse station d'épuration éloignée.

A Venise, (BENDORICCHIO et al., 1994) et (Coffaro and Sfriso, 1997) ont aussi trouvé que l'azote et non le phosphore était l'élément limitant de la prolifération des ulves, puis (Bergamasco and Zago, 1999) ont montré que la décroissance de la marée verte de 550 000 tonnes à la fin des années 1980 à 85 000 tonnes en 1993 serait due surtout à la baisse de l'enrichissement en nitrate du nord de l'Adriatique, plus qu'aux baisses des apports terrigènes azotés se faisant directement dans la lagune. Récemment, (Lovato et al., 2013) ont utilisé des mesures en continu d'oxygène dissous en plusieurs points de la lagune ainsi qu'une distribution géographique des populations d'ulves déduite d'images satellitaires pour inverser en début de printemps un modèle biogéochimique simulant phytoplancton, ulves et oxygène dissous et en déduire la distribution des biomasses d'ulves présentes en début de prolifération. Même si le réalisme au cours du printemps et de l'été du modèle ainsi initialisé laisse encore nettement à désirer,

il s'agit d'un premier essai d'utilisation de mesures haute-fréquence (dans le temps et/ou dans l'espace) dans la calibration de modèles.

Partout est mise en évidence l'auto-limitation de la prolifération par l'auto-ombrage. La compétition avec le phytoplancton semble faible dans certains sites (Brush and Nixon, 2010), mais forte dans d'autres : le phytoplancton peut être fortement diminué par très petits fonds en raison de la forte diminution du nitrate si des macroalgues prolifèrent, tandis que les macroalgues peuvent disparaître si la richesse en nutriments est telle que, ne pouvant plus diminuer sensiblement les nutriments, les macroalgues laissent proliférer le phytoplancton qui les privera ensuite de lumière au fond (Trancoso et al., 2005). L'effet négatif des algues vertes sur les prairies de phanérogames marines (*Zostera*, *Cymodocea*) a été simulé dans la lagune de Venise (Coffaro and Bocci, 1997; Coffaro et al., 1997); et le Roskilde Fjord au Danemark (Nielsen, 1997). La cause majeure du déclin des phanérogames en zone eutrophe est la privation de lumière des feuilles de phanérogames par les algues vertes déposées sur le fond, plus ou moins forte en fonction de l'épaisseur du tapis. La zostère naine (*Z. noltii*) ne survit pas dès que la biomasse d'ulves en dépôt atteint 50 µg/L d'azote, alors que la grande zostère (*Z. marina*) peut supporter 3 fois plus d'algues vertes. Les modèles mécanistes de compétition s'avèrent plus prometteurs pour l'exploration de scénarios futurs que les simples modèles statistiques multi-régressifs (Silva-Santos et al., 2006).

(Martins et al., 2008) montrent qu'après un hiver peu pluvieux, la biomasse de l'année (n+1) se reconstituerait vite au printemps à partir des thalles adultes ayant passé l'hiver, alors qu'après un hiver très pluvieux, la dispersion hivernale des thalles ferait reposer la population de l'année (n+1) sur la germination des spores, d'où un retard de croissance et une moindre biomasse atteinte à l'été (n+1). L'élévation du niveau marin au 21^{ème} siècle changera l'implantation des tapis d'algues, pouvant les faire diminuer si les très faibles fonds favorables diminuent de surface (Martins et al., 2008).

L'effet sur la faune marine a été très peu simulé. La fourniture massive d'aliment aux herbivores locaux augmente leur biomasse tant que les algues restent vivantes, mais leur décomposition brutale cause une anoxie mortelle pour ces herbivores ; l'effet net serait négatif dès que les algues vertes recouvrent une grande surface (Martins et al., 1997). Un effet indirect à long terme sur les réseaux trophiques pourrait résulter des crises anoxiques, qui remobilisent depuis les algues en décomposition et les sédiments superficiels, les radionucléides issus de contaminations passées, tel que le ¹³⁷Cs de Tchernobyl, et les refont passer dans la colonne d'eau (Bondavalli, 2003). Par advection puis adsorption, ils peuvent alors recontaminer les milieux voisins de la zone fortement eutrophisée.

Si on met en place un ramassage des algues vertes, la meilleure efficacité à moindre coût sera obtenue par un ramassage précoce énergétique (Cellina et al., 2003).

6.6.2.8. Conclusion

Tous les modèles de proliférations et accumulations massives de macroalgues vertes existant actuellement dans le monde ont lié le phénomène à l'accroissement excessif des apports terrigènes azotés. Aucun n'a cependant exploré la succession d'espèces souvent observée (*Cladophora* -> *Pylaiella* -> *Ulva*) dans un site graduellement enrichi, et très peu ont tenté de simuler la phase libre dérivante des thalles. Plusieurs modèles ont testé des actions de remédiation (abaissement des flux terrigènes d'azote inorganique dissous, récolte de la biomasse,...) et ont donc évalué des seuils d'action souhaitables. L'effet du changement climatique sur l'évolution des proliférations massives de macroalgues vertes reste à évaluer, de même que l'effet sur la biodiversité animale littorale.

6.6.3. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en lagune

6.6.3.1. Introduction

Les lagunes plus ou moins saumâtres représentent des lieux naturellement sensibles à l'eutrophisation, de par leur très faible profondeur propice à un bon éclaircissement des algues, et leur faible renouvellement hydraulique propice au confinement, donc à l'accumulation de biomasse. La végétation algale ne prolifère vraiment que si un apport terrigène enrichit sensiblement la masse d'eau. La lagune devient vite alors un système qui piège la biomasse algale vivante puis morte, enrichissant graduellement son fond en matière organique, dont la décomposition bactérienne aérobie peut consommer en été tout l'oxygène dissous dans l'eau, puis passer en mode anaérobie à la réduction des nitrates et sulfates, libérant de l'hydrogène sulfuré mortel pour la faune et la flore lagunaire. Connues pour être des écosystèmes naturellement productifs quand elles ne sont pas eutrophisées, les lagunes servent de haltes aux oiseaux migrateurs et certaines sont utilisées par l'Homme comme sites de production conchylicole. Il importe donc de les préserver des effets délétères de l'eutrophisation, et les modèles ont tenté d'expliquer en quoi les modifications anthropiques ont bouleversé le fonctionnement normal de nombreuses lagunes, de façon à proposer des remédiations.

6.6.3.2. Corpus bibliographique

Equation de recherche bibliographique utilisée dans le Web of Science Core Collection :

TITLE: (((eutrophic* OR oxygen* OR hypox* OR anox* OR phytoplankton* OR "harmful alga"* OR nutrient* OR cyanobact* OR prolifera*) AND (model* OR numerical OR simulat*) AND lagoon*))

Cette équation a permis de recenser 38 articles. A leur lecture, 13 références non pertinentes pour l'expertise ont été supprimées, et 5 références ajoutées. Le corpus bibliographique final est ainsi composé de 30 articles.

6.6.3.3. Sites et périodes modélisés, historique et auteurs

Le pourtour de la Méditerranée a fourni le plus gros contingent de cas d'étude. Les trois sites les plus modélisés et ce, depuis les années 90, sont la lagune de Thau sur la côte languedocienne de France (Chapelle, 1995) ; (Bacher et al., 1997) ; (Chapelle et al., 2000) ; (Chapelle et al., 2001) ; (Plus et al., 2003) ; (Plus et al., 2006), et les deux lagunes italiennes de Venise (Dejak et al., 1987) et d'Orbetello (Cioffi et al., 1995) ; (Giusti and Marsili-Libelli, 2005) ; (Rubegni et al., 2013). Plusieurs autres lagunes italiennes ont aussi été modélisées : Fogliano (Cioffi and Gallerano, 2001), (Hull et al., 2008), Tortoli (Cioffi and Gallerano, 2006) et Cabras (Padedda et al., 2010) en Sardaigne. En Espagne, on citera l'Albufera de Valencia (Fernandez et al., 2012) ; (Onandia et al., 2015), en Grèce les lagunes de Vistonis (Gikas et al., 2009), Gialova (Petihakis et al., 1999), Aitoliko-Messolonghi (Gianni and Zacharias, 2012) et enfin celle de Ghar El Melh en Tunisie (Rasmussen et al., 2009).

En Atlantique, on ne trouve sur la côte européenne que la lagune espagnole de Victoria (Zouiten et al., 2013) et les lagunes portugaises d'Obidos (Malhadas et al., 2014) et la Ria de Aveiro (Lopes et al., 2015), sur la côte américaine, la lagune colombienne de Ciénaga de Tesca (Lonin and Tuchkovenko, 2001), les lagunes texanes de San Antonio Bay et Copano Bay, dans le Golfe du Mexique (Turner et al., 2014b) et la Jamaïca Bay voisine de l'aéroport JFK de New-York (Olufeagba and Flake, 1981).

En Mer Baltique, en raison de son intérêt économique touristique et son caractère frontalier, la lagune germano-polonaise de Szczecin a bénéficié de deux études par modélisation (Humborg et al., 2000) ; (Schernewski and Wielgat, 2001).

En Australie, la lagune de Port Phillip, située entre Melbourne et l'océan a été modélisée par (Baird et al., 2003).

Les études se contentent souvent de simuler la lagune durant une courte période, un an ou deux, voire 6 mois (Zouiten et al., 2013) ; pourtant, certains modèles simulant des compartiments sédimentaires à faible taux de renouvellement ont poursuivi la simulation sur 10 ans (Plus et al., 2006), rarement 50 ans (Humborg et al., 2000).

6.6.3.4. Buts des modèles

Plusieurs études se sont efforcées de quantifier les divers apports nutritifs aux lagunes, soit en comparant le rôle relatif des apports nutritifs par les entrées d'eau et depuis le sédiment (Fernandez et al., 2012), soit en comparant les effets des années humides à ceux des années sèches (Schernewski and Wielgat, 2001). Quelques études ont même recherché le rôle des diverses sources terrigènes de nutriments dans les bassins versants (Plus et al., 2006) ; (Malhadas et al., 2014). Dans le cas de lagunes hébergeant une forte conchyliculture, les modèles ont aussi été utilisés pour comprendre le rôle des filtreurs cultivés dans le cycle de l'azote en lagune (Bacher et al., 1997).

Beaucoup de modèles ont tenté de comprendre la compétition entre divers types de végétaux des lagunes, soit phytoplanctoniques, par exemple diatomées, nano- et phycoplancton, cyanobactéries (Petihakis et al., 1999), soit benthiques, par exemple phanérogames *Zostera* ou *Ruppia* et macroalgues vertes *Ulva* ou *Cladophora* (Giusti and Marsili-Libelli, 2005) ; (Cioffi and Gallerano, 2006), soit les deux (Baird et al., 2003) ; (Plus et al., 2003) ; (Rasmussen et al., 2009) ; (Turner et al., 2014b).

Evidemment, en raison des risques majeurs que fait courir la désoxygénation des eaux de fond, plusieurs modèles se sont focalisés sur la simulation de l'accumulation de matière organique dans le sédiment, et son partiel enfouissement (Humborg et al., 2000), et des conditions causant l'anoxie. Ceci a permis d'évaluer les relargages de nutriments à partir du sédiment (Chapelle, 1995), et de comprendre le passage d'une limitation phosphorée printanière à une limitation azotée estivale (Humborg et al., 2000).

L'une des principales motivations des modèles de lagunes eutrophisées reste la simulation d'opérations de remédiation : diminution des apports nutritifs terrigènes (Olufeagba and Flake, 1981) ; (Lonin and Tuchkovenko, 2001) ; (Onandia et al., 2015), circulation de l'eau par pompage (Cioffi et al., 1995) ou élargissement des canaux vers la mer (Lonin and Tuchkovenko, 2001) ; (Onandia et al., 2015), exploitation de la biomasse végétale (Cioffi and Gallerano, 2001) ; (Allegretto and Papini, 2008), modification de l'emplacement et de la densité d'élevage des structures ostréicoles (Chapelle et al., 2001), enlèvement de la couche superficielle des sédiments gorgée de nutriments (Cioffi and Gallerano, 2001).

6.6.3.5. Modèles hydrodynamiques utilisés

Régulièrement, et jusqu'à aujourd'hui, certains auteurs ne considèrent pas comme fondamentale l'hétérogénéité spatiale des lagunes et se contentent d'utiliser des modèles OD : (Humborg et al., 2000) (2 couches d'eau) ; (Schernewski and Wielgat, 2001) ; (Baird et al., 2003) ; (Hull et al., 2008) ; (Padedda et al., 2010) ; (Turner et al., 2014b) ; (Onandia et al., 2015).

Peu d'auteurs utilisent des modèles 1D, soit sur l'horizontale (Gikas et al., 2009), soit sur la verticale (Chapelle, 1995) ; (Petihakis et al., 1999).

Surtout depuis les années 2000, la moitié des études utilisent des modèles hydrodynamiques 2D ou 3D. Les modèles 2D ((Olufeagba and Flake, 1981) ; (Cioffi et al., 1995) ; (Bacher et al., 1997) ; (Cioffi and Gallerano, 2001) ; (Lonin and Tuchkovenko, 2001) ; (Giusti and Marsili-Libelli, 2005) ; (Rasmussen et al., 2009) ; (Fernandez et al., 2012) ; (Malhadas et al., 2014)) utilisent parfois une seconde couche représentant le sédiment et située sous la couche d'eau (Chapelle et al., 2000). Deux études se sont contentées de récupérer les champs d'agitation calculés par le modèle de vagues Wave Exposure Model (WEMo): (Rubegni et al., 2013) ; (Zouiten et al., 2013). Apparus dès 1987 pour la lagune de Venise, avec une maille de 100mx100m et des couches d'épaisseur 1m sur la verticale (Dejak et al., 1987), les modèles 3D ont maillé plus ou moins finement plusieurs lagunes : mailles de 400mx400m avec 10 couches sigma sur la verticale pour la lagune de Thau ((Chapelle et al., 2001) ; (Plus et al., 2003)), mailles d'environ 200m, avec 6 couches sigma surmontant 21 couches z sur la verticale pour la lagune grecque de Aitoliko -Messolonghi (Gianni and Zacharias, 2012) ; mailles de 60mx60m avec couches σ sur la verticale pour la Ria de Aveiro au Portugal (Lopes et al., 2015) ; mailles de 50mx50m avec 12 couches d'eau et 30 couches de sédiment sur la verticale pour la lagune italienne de Tortoli (Cioffi and Gallerano, 2006).

6.6.3.6. Modèles biogéochimiques utilisés

Le confinement naturel étant une des propriétés sensibles des lagunes, deux études se sont limitées d'une pure simulation hydrodynamique, sans aucun module biogéochimique (Gianni and Zacharias, 2012) ; (Rubegni et al., 2013).

Dans le cas de la lagune espagnole très peu salée (~1 pour mille) d'Albufera of Valencia, deux groupes d'auteurs ont à juste titre adopté une représentation "dulçaquicole" du phytoplancton en cyanobactéries et non-cyanobactéries ; alors que (Fernandez et al., 2012) ont simulé le cycle de P seul (mais avec le flux venant du sédiment considéré comme variable forçante), (Onandia et al., 2015) ont simulé en parallèle les cycles de N et P, mais n'ont pas donné à leur variable cyanobactéries la possibilité de fixer l'azote gazeux dissous. Des auteurs italiens (Cioffi and Gallerano, 2001) se sont également limités au cycle de P (mais couplé à ceux de C et S) en lagune saumâtre envahie par des angiospermes fixées au fond par des racines (*Ruppia maritima*) et des macroalgues en suspension (*Ulva*), de façon à étudier la compétition entre végétaux utilisant des nutriments soit pélagiques, soit benthiques. De façon surprenante, ils ont ré-utilisé ce modèle fondé sur le seul cycle du phosphore dans le cas d'une lagune purement marine à *Zostera marina*, contrôlée par l'azote (Cioffi and Gallerano, 2006).

Dans le cas plus courant de lagunes marines saumâtres ou salines, quelques auteurs se sont contentés du cycle de N seul, sans quota ((Bacher et al., 1997) ; (Baird et al., 2003) ; (Plus et al., 2003) ; (Plus et al., 2006) ; (Turner et al., 2014b)) ou avec quota interne (Giusti and Marsili-Libelli, 2005). Mais la plupart des modèles simulent en parallèle les cycles de N et P ((Dejak et al., 1987) ; (Humborg et al., 2000) ; (Lonin and Tuchkovenko, 2001) ; (Schernewski and Wielgat, 2001) ; (Rasmussen et al., 2009) ; (Gikas et al., 2009) ; (Padedda et al., 2010) ; (Malhadas et al., 2014)), parfois avec quotas de N et P par rapport au carbone ((Petihakis et al., 1999) ; (Lopes et al., 2015)). Pour le phosphore, certains modèles séparent les formes inorganiques dissoute et adsorbée sur les particules et autorisent, en hypoxie très marquée, l'inhibition de la minéralisation de l'azote détritique et la désorption massive de phosphate adsorbé ((Chapelle, 1995) ; (Rasmussen et al., 2009)). Pour mieux simuler les phases de passage en milieu réducteur, (Zouiten et al., 2013) ont même rajouté des formes du fer et du manganèse, sans simuler toutefois de compartiments sédimentaires (ce qui affaiblit le réalisme de leur modèle proposé comme générique de l'eutrophisation lagunaire). Les résultats de (Petihakis et al., 1999) montrent toutefois

qu'un modèle très complexe comme ERSEM, malgré ses très nombreuses variables d'état dans l'eau et le sédiment, ne parvient pas à reproduire la saisonnalité de certains nutriments dans la lagune grecque de Gialova. Le pic de phosphate observé en été n'est pas reproduit, car l'anoxie estivale des sédiments est mal reproduite (d'où absence de relargage de phosphate), au moment où la consommation simulée de phosphate par les bactéries dégradant le carbone organique exsudé par le phytoplancton est forte. De même, l'ammonium très abondant en automne-hiver dans cette lagune n'est absolument pas reproduit dans la simulation nominale, qui ne prend en compte aucun apport terrigène de nutriments, faute de mesures. A contrario, quand le but du modèle est la simulation de l'anoxie et de la production d'H₂S, le modèle biogéochimique a parfois été réduit à quelques variables d'état cruciales : matière organique et oxygène (Olufeagba and Flake, 1981), avec sulfures en plus (Chapelle et al., 2001), ou biomasse algale et CO₂ en plus (Hull et al., 2008).

Très peu d'études ont couplé leur modèle de lagune à un modèle de bassin versant (SWAT) : (Plus et al., 2006) ; (Malhadas et al., 2014).

6.6.3.7. Principaux résultats

On considère généralement qu'en raison de leurs faibles échanges avec la mer et leur très faible profondeur propice à la production végétale, les lagunes sont des pièges naturels pour les nutriments apportés du continent. Leurs sédiments vaseux s'enrichissent donc naturellement en matière organique, dont la reminéralisation, soutenant une forte production primaire estivale (Plus et al., 2006), consomme aussi une part de l'oxygène dissous au-dessus du fond. Parfois, même en cas d'apports terrigènes modérés, certaines lagunes peuvent acquérir une couche de fond anoxique quasi-permanente en raison de leur enclavement horizontal, mais surtout vertical causé par un seuil très peu profond à leur entrée. Si un apport d'eau douce se fait près de la sortie de la lagune, la stratification haline permanente derrière le seuil bloque la ré-aération. La remédiation passe alors plus par des modifications physiques de la lagune (diminution des apports d'eau douce, approfondissement du seuil d'entrée) que par une réduction de la richesse nutritive du milieu (Gianni and Zacharias, 2012).

Dans la majorité des cas cependant, l'augmentation massive des apports nutritifs depuis la seconde guerre mondiale est la cause majeure de l'eutrophisation lagunaire. (Baird et al., 2003) retrouvent, en augmentant les apports d'azote, le remplacement successif des prairies de zostères et des petites espèces de phytoplancton par des accumulations de macroalgues benthiques vertes puis, enfin, par des blooms de grandes espèces de phytoplancton. L'enrichissement du sédiment lagunaire en matière organique maintient un flux de reminéralisation intense vers l'eau de fond et une forte consommation d'oxygène en été (Humborg et al., 2000). La prise en compte des flux benthiques d'azote et de phosphore dans le modèle s'avère en général indispensable à une simulation réaliste de l'état d'eutrophisation des lagunes (Gikas et al., 2009). Le relargage estival de phosphore ne peut être simulé si on ne simule ni la teneur en oxygène du sédiment ni le phosphate absorbé (Schernewski and Wielgat, 2001).

La présence de cultures ostréicoles dans une lagune crée un puits de phytoplancton puisant bien au-delà de la stricte zone de culture, et génère une source locale de nutriments recyclés à partir de la matière détritique sédimentée sur le fond (Bacher et al., 1997). Les installations conchylicoles en lagune créent donc une fixation locale au fond d'une partie des apports nutritifs arrivés sporadiquement des bassins versants (Chapelle et al., 2000). Ce foyer benthique de nutriments cause une prolifération de macro-algues vertes qui, en mourant, augmentent encore la matière organique concentrée au fond. La décomposition de toute cette matière provoque une anoxie des sédiments, hormis dans une fine pellicule de surface, où une faible oxygénation permet la minéralisation d'azote organique en ammonium puis nitrate, ce qui maintient un flux alimentant la dénitrification près de la surface du

sédiment, contrairement aux couches plus profondes de sédiment (Chapelle, 1995). L'enrichissement organique excessif causé par les biodépôts à l'interface eau-sédiment et les macro-algues vertes en décomposition peut conduire à une anoxie estivale mortelle pour la faune (phénomène de malaïgue simulé par (Chapelle et al., 2001)), d'autant plus qu'en cas de fort ensoleillement, la production nette d'oxygène par la photosynthèse est fortement compensée autour de midi par la photorespiration (Hull et al., 2008). Le ralentissement des courants et l'affaiblissement du clapot créés par les structures porteuses des élevages augmentent le confinement horizontal et vertical, ce qui aggrave la malaïgue et la maintient plus longtemps (Chapelle et al., 2001). Vu le point de départ très côtier des malaïgues, la modélisation montre que des parcs ostréicoles plus éloignés de la côte limiteraient considérablement le risque d'extension des malaïgues (Chapelle et al., 2001). De même, la réduction de la biomasse en élevage freine l'auto-alimentation de la malaïgue en diminuant la matière organique morte.

Dans les lagunes sans activité ostréicole, l'eutrophisation peut être diminuée soit par diminution des apports nutritifs terrigènes, soit par intensification des courants d'échange avec la mer (Padedda et al., 2010), soit par l'enlèvement du sédiment superficiel trop chargé en nutriments potentiels ou la récolte des macrophytes avant leur mortalité estivale. Les vagues générées par les vents les plus fréquents peuvent localement remettre en suspension, et donc réoxygéner, les sédiments de surface, ce qui facilite de façon naturelle le maintien des phanérogames dans certaines parties exposées des lagunes (Rubegni et al., 2013). Malgré tout, la diminution des apports nutritifs terrigènes (azotés pour les lagunes marines et saumâtres, phosphorés pour les lagunes quasiment douces) semble en général la stratégie de remédiation la plus efficace (Lonin and Tuchkovenko, 2001), mais il convient de bien cerner la part respective de l'urbain et de l'agricole dans ces apports. En cas de dominance des rejets urbains non-traités, comme dans la lagune de Ghar El Melh en Tunisie, (Rasmussen et al., 2009) montrent qu'une réduction des 3/4 de ces rejets azotés et phosphorés permettrait de diviser pratiquement par 2 la biomasse des algues vertes (*Cladophora*), mais sans ré-augmenter sensiblement la végétation phanérogamique (*Ruppia*), toujours limitée par la turbidité. Dans le cas des rejets urbains qui polluaient la Jamaïca Bay de New-York, une intéressante recherche de solution optimale a été faite par (Olufeagba and Flake, 1981) de façon à respecter partout une concentration en oxygène dissous $\geq 5\text{mg/L}$ tout en effectuant les réductions de rejets les moins coûteuses : la solution effectuant une reminéralisation partielle de la matière organique et un by-pass partiel des rejets en mer apparaît ainsi comme 3 fois moins chère que la seule reminéralisation complète de la matière organique des stations d'épuration. Dans le cas d'agriculture intensive sur les bassins versants, c'est la partie diffuse des apports azotés d'origine agricole qu'il conviendrait d'abord de diminuer fortement, au lieu de se contenter, la plupart du temps, de réduire les apports ponctuels de N et P d'origine urbaine, car ceux-ci ne représentent qu'une faible partie des apports (Malhadas et al., 2014). Ne prenant pas en compte le cycle de l'azote, mais seulement celui du phosphore, le modèle 2D de la lagune italienne de Fogliano (Cioffi and Gallerano, 2001) appliqué sur 10 ans n'obtient pas d'effet notable de la réduction des apports phosphorés, et conduit à prôner une récolte annuelle des phanérogames d'eau saumâtre *Ruppia maritima* pour obtenir une remédiation efficace, en évitant la formation massive de matière détritique en fin d'été. La création d'une circulation nette serait aussi à même d'évacuer vers la mer progressivement le phosphore du stock sédimentaire, tandis que le raclage du sédiment n'assurerait une amélioration que durant quelques années, au bout desquelles l'advection naturelle ré-homogénéiserait le stock de phosphore sédimentaire toujours surabondant. L'application surprenante du même modèle à une lagune de Sardaigne franchement marine et non eutrophe, d'ailleurs actuellement dominée par des phanérogames (*Zostera marina*), conduit (Cioffi and Gallerano, 2006) à pronostiquer que, si on multipliait les apports de phosphate par 20, les ulves flottantes proliféreraient dès que le sédiment serait saturé en phosphate adsorbé et ne pourrait plus séquestrer le phosphate soluble dans l'eau. La diminution de l'éclairement au fond créée par les ulves flottantes causerait alors une telle limitation de la croissance des zostères qu'elles pourraient quasiment disparaître. La validité

de ces pronostics est toutefois très sujette à caution, en raison de l'absence du cycle de l'azote dans le modèle ; or on sait qu'en milieu naturel non eutrophisé, les chlorophycées marines sont d'abord limitées par l'azote inorganique dissous (ce qu'ont réaffirmé (Giusti and Marsili-Libelli, 2005) pour leur modèle de la lagune d'Orbetello), et qu'augmenter le seul phosphate dissous ne peut engendrer des "marées vertes" à ulvacées si le milieu reste très pauvre en azote. L'évaluation de certains effets du changement climatique a été abordée sur le cas d'une lagune pour l'instant peu eutrophisée, la Ria de Aveiro au Portugal : (Lopes et al., 2015) montrent que les événements extrêmes (fortes crues turbides printanières ou étiages estivaux prononcés) auraient plutôt tendance à diminuer la production primaire phytoplanctonique, donc à diminuer l'eutrophisation.

6.6.3.8. Conclusion

En raison de leur taille généralement limitée et de leur profondeur très faible, les lagunes ont pu être souvent modélisées par des modèles biogéochimiques non-spatialisés (0D), même si la tendance actuelle est à la modélisation finement spatialisée en 3D. La proximité du sédiment et sa fréquente surcharge organique et nutritive ont par contre poussé plusieurs auteurs à introduire des compartiments sédimentaires, parfois répartis sur plusieurs couches. Ils s'avèrent indispensables dès que la lagune risque l'anoxie de fond. Si les modèles ont souvent testé l'effet de scénarios de réduction d'apports nutritifs terrigènes ou de modification des implantations conchylicoles, aucun n'a encore simulé l'effet attendu du raclage de la couche superficielle du sédiment.

6.6.4. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en estuaire

6.6.4.1. Introduction

Les estuaires, lieux où se mélangent les eaux douces continentales et les eaux marines salées, ont toujours été des écosystèmes attractifs pour les sociétés humaines et complexes pour la flore et la faune, d'abord en raison du gradient salin, mais aussi en raison de la concentration de matières en suspension ("bouchon vaseux" des francophones, "turbidity maximum" des anglophones). Les estuaires sont les premiers écosystèmes marins touchés par l'augmentation récente, parfois brutale, des apports nutritifs terrigènes, notamment azotés. Les modèles d'eutrophisation estuarienne visent à expliquer le contrôle du phénomène par la turbidité et la différence de sensibilité entre chenaux à écoulement rapide et vasières latérales, ainsi qu'à tester des stratégies de remédiation.

6.6.4.2. Corpus bibliographique

Equation de recherche bibliographique utilisée dans le Web of Science Core Collection :

TITLE: (eutrophic* OR oxygen* OR hypox* OR anox* OR phytoplankton* OR "harmful alga"* OR nutrient* OR cyanobact* OR proliferat*) AND (model* OR numerical OR simulat* OR predict*) AND estuar*

Cette équation a permis de recenser 129 articles. A leur lecture, 51 références non pertinentes pour l'expertise ont été supprimées, et 4 références ajoutées. Le corpus bibliographique final est ainsi composé de 82 articles.

6.6.4.3. Sites et périodes modélisés, historique et auteurs

A l'instar de ce qui s'est fait sur les lacs, notamment pour l'OCDE, et plus souvent que dans les autres types de sites marins (baies, lagunes,...), certaines études ont visé à valider des mécanismes généraux sur une palette variée d'estuaires : 6 zones estuariennes allant de l'Hudson à la baie de San-Francisco (Cole and Cloern, 1987), 10 estuaires américains débouchant dans le Golfe du Mexique (Lowery, 1998) ; 12 estuaires de Floride (Steward and Lowe, 2010) ; 15 estuaires situés sur l'île du Prince Edwards au Canada (Meeuwig, 1999) ; 34 estuaires répartis dans le monde : (Borsuk et al., 2001a) ; 19 estuaires finlandais débouchant en Mer Baltique (Meeuwig et al., 2000) et (Kauppila et al., 2003); 9 estuaires et lagunes portugaises (Saraiva et al., 2007) ; 90 estuaires irlandais (O'Boyle et al., 2015).

L'essentiel des études porte cependant sur des estuaires précis. C'est aux USA que l'on trouve le plus d'études d'estuaires, notamment ceux débouchant dans la baie de Chesapeake : James river (Lung, 1988) ; (Lung and Testerman, 1989) ; Choptank river (Madden and Kemp, 1996) ; Rappahannock river (Shen, 2006) ; Patuxent river (Lung and Nice, 2007), (Adamack et al., 2012) et Rhode river (Gallegos and Jordan, 1997), (Gallegos, 2014) et ceux débouchant dans le Golfe du Mexique (Pensacola Bay : (Hagy and Murrell, 2007) ; Saint-Louis Bay : (Camacho et al., 2015) ; estuaires texans du San Antonio et du Guadalupe : (Arismendez et al., 2009) ; marais de Barataria au sud de la Nouvelle-Orléans : (Das et al., 2010). On peut citer aussi l'estuaire de la Neuse en Caroline du Nord, vingtième fleuve le plus menacé des USA, avec une forte eutrophisation contrôlée par les apports d'azote (Lung, 1988) ; (Borsuk et al., 2002; Borsuk et al., 2001b; Borsuk et al., 2004) ; (Fear et al., 2004) ; (Millie et al., 2006), le Pamlico Sound (Arhonditsis et al., 2007), l'estuaire du Cape Cod (Carmichael et al., 2004) ; (del Barrio et al., 2014), l'estuaire du fleuve Cap Fear débouchant au sud de la Caroline du Nord (Lin et al., 2008), les estuaires du fleuve Caloosahatchee (Buzzelli et al., 2014) ; (Mathews et al., 2015) et du fleuve Trout (Millie et al., 2006) en Floride. Associés à des estuaires, on citera encore un étang alimenté par l'estuaire californien de l'Elkhorn Slough (Beck et al., 2001), la baie de San Francisco (Dugdale et al., 2013) et la baie de Tomales en Californie (Kimmerer et al., 1993). Au Canada, les études se focalisent sur l'estuaire du Saint-Laurent (Benoit et al., 2006) ; (Katsev et al., 2007), tandis qu'en Australie, plusieurs estuaires ont bénéficié de modélisations assez approfondies : Berwra Creek (Bruce et al., 2011a) ; Swan River (Chan et al., 2002) ; (Robson et al., 2008) ; (Hipsey et al., 2013) près de Perth ; Yarra River (Bruce et al., 2011b) près de Melbourne ; estuaire du fleuve Derwent près de Hobart en Tasmanie (Skerratt et al., 2013) ; (Wild-Allen and Rayner, 2014). En Asie, c'est bien sûr l'estuaire du Yang-Tsé-Kiang qui est le plus étudié (Wang et al., 2013) ; (Chen et al., 2014) ; (Fan and Song, 2014) ; (Liu et al., 2014) ; (Chen et al., 2015), mais il faut citer en plus le delta chinois du Liaohe (Li et al., 2003), l'estuaire taïwanais du Danshuei près de Taipei (Lin et al., 2007) ; (Liu et al., 2009) ; (Liu and Chan, 2014), l'estuaire coréen du Youngsan (Cho et al., 2015) et l'estuaire japonais de l'Arakawa en baie de Tokyo (Sohma et al., 2008). L'Europe a également modélisé certains de ses estuaires eutrophisés : en Suède l'estuaire du Byfjord (Rosenberg et al., 1977) ; au Danemark le Roskilde Fjord (Flindt and Kamp-Nielsen, 1997), le Limfjord (Maar et al., 2010) ; (Timmermann et al., 2014) et l'estuaire de la ville d'Horsens (Timmermann et al., 2010) ; aux Pays-Bas la mer de Wadden (VANRAAPHORST et al., 1988) et l'estuaire de l'Ems (Talke et al., 2009) ; en Belgique l'estuaire de l'Escaut (Soetaert et al., 1994) ; (Muylaert et al., 2005) ; (Arndt et al., 2011) ; (Gypens et al., 2013) ; au Royaume-Uni, les estuaires de la Blackwater (Shepherd et al., 2007) et de la Taw, dans le Devon (Liu and de Swart, 2015) ; en Irlande l'estuaire de la Lee, aboutissant à Cork (Nash et al., 2011) ; en France la baie des Veys, en Manche orientale (Grangere et al., 2010) ; en Espagne la ria de Vigo (Miguez et al., 2001) et l'estuaire basque de l'Urdaibai (Garcia et al., 2002) ; au Portugal l'estuaire du Tage (Alvera-Azcarate et al., 2003) et celui du Mondego (Patricio and Marques, 2006) ; (Magalhaes et al., 2008) ; (Baeta et al., 2011).

6.6.4.4. Buts des modèles

Plus que les autres types de sites marins, les estuaires ont d'abord suscité des modélisations pour évaluer l'impact de certains processus sur le phénomène d'eutrophisation :

- Quel est le rôle de l'éclairement de la colonne d'eau dans la production primaire (Peterson and Festa, 1984) ; (Cole and Cloern, 1987) ; (Soetaert et al., 1994) ; (Muylaert et al., 2005) ; (Talke et al., 2009) ; (Nash et al., 2011) ; (Gypens et al., 2013) ; (Gallegos, 2014) ; (O'Boyle et al., 2015) ; (Mathews et al., 2015) ? Quel est l'impact de l'obscurcissement de l'eau sur la baisse de photosynthèse microphytobenthique et l'accroissement de l'hypoxie de fond (Fear et al., 2004) ? Quel est le rôle de la turbidité dans les crises hypoxiques (Talke et al., 2009) ?

- Quel est le rôle du débit fluvial (Robson et al., 2008) ; (Talke et al., 2009) ; (Nash et al., 2011) ; (Arndt et al., 2011) ; (Wang et al., 2013) ; (Liu and de Swart, 2015) ; (O'Boyle et al., 2015) et du vent sur la stratification, l'intensité des blooms phytoplanctoniques, et donc le risque d'hypoxie (Chen et al., 2015) ?

- Quel est le rôle du coin salé et de son déplacement saisonnier dans la création d'une hypoxie de fond (Benoit et al., 2006) ; (Bruce et al., 2011b) ; (Hipsey et al., 2013) ; (Cho et al., 2015) ou dans la sélection des espèces phytoplanctoniques dominantes ((Miguez et al., 2001) ; (Arndt et al., 2011)) ?

- Quel est l'élément limitant la production phytoplanctonique de surface (Gallegos and Jordan, 1997) ; (Fan and Song, 2014) ; (Liu et al., 2014) ; (O'Boyle et al., 2015) ? Peut-on reproduire le passage graduel amont-aval d'une limitation lumineuse à une limitation nutritive (Lin et al., 2008) et les changements saisonniers du facteur le plus limitant passant du phosphore au printemps à l'azote en été ? Peut-on tracer une source terrigène d'azote dans le réseau trophique estuarien par modèle et par mesure de la signature isotopique de l'azote (le $\delta^{15}\text{N}$ augmentant non-linéairement en fonction du % d'apports urbains) (Carmichael et al., 2004) ? Est-ce que les effets d'une crue, qui augmente les apports nutritifs mais fait baisser l'éclairement par la turbidité dissoute et particulaire apportée, peuvent se compenser (Lin et al., 2008) ? Quel est l'effet des stocks sédimentaires et de leur hétérogénéité sur le devenir des flux de nutriments (VANRAAPHORST et al., 1988) ; (Magalhaes et al., 2008) ; (Liu et al., 2009) ; (Bruce et al., 2011a) ? Un estuaire agit-il en puits partiel de N ou P (Robson et al., 2008) ? La re-création de marais maritimes peut-elle piéger des nutriments tout en offrant de nouveaux habitats, donc s'avérer bénéfique à long terme (Shepherd et al., 2007) ? Quelle est l'importance des exports de matière organique par les marais maritimes (Das et al., 2010) ?

- Pourquoi les cyanobactéries ne prolifèrent-elles pas en estuaire? (Howarth et al., 1999)

- Quelle est l'importance de la végétation fixée (roselières : (Li et al., 2003) ; algues benthiques : (Flindt and Kamp-Nielsen, 1997) ; (Alvera-Azcarate et al., 2003) dans la diminution des teneurs en nutriments (bioremédiation naturelle) et de la production primaire ?

Quelques études se sont cependant focalisées sur les conséquences de l'eutrophisation sur certains compartiments de l'écosystème :

- Quel est l'effet de la forte production phytoplanctonique d'estuaire sur la croissance et la mortalité des huîtres *Crassostrea gigas* en culture (Grangere et al., 2010) ?

- Quels sont les effets de l'hypoxie de fond sur la survie des bivalves *Macoma balthica* (Borsuk et al., 2002) ou des oeufs et larves d'anchois : (Adamack et al., 2012) ou sur l'évolution chimique des sédiments (Katsev et al., 2007)

- Quelle modification des réseaux trophiques et de leur production cause l'eutrophisation croissante (Patricio and Marques, 2006) ?

Un fort contingent d'études s'est évidemment proposé de fournir des recommandations opérationnelles :

- Prévoir la chlorophylle et la production primaire estuariennes en fonction de variables physico-chimiques (Millie et al., 2006) ; (O'Boyle et al., 2015).

- Evaluer la relation donnant l'hypoxie de fond en fonction de la stratification et de la chlorophylle estuariennes (Chen et al., 2014) ; (Hipsey et al., 2013).

- Evaluer l'impact de l'évolution historique des flux terrigènes de N et P sur le phytoplancton (Chan et al., 2002), les macrophytes estuariens (Madden and Kemp, 1996) ; (Buzzelli et al., 2014), les moules (Maar et al., 2010), voire tous les maillons du réseau trophique (Lin et al., 2007) et, si possible, relier ces flux terrigènes aux divers types d'occupation du bassin versant (Lowery, 1998) ; (Meeuwig et al., 2000) ; (Kauppila et al., 2003) ; (Arismendez et al., 2009). Evaluer la réponse à divers scénarios de modifications des apports fluviaux de nutriments, de la chlorophylle (Lung, 1988) ; (Lung and Testerman, 1989) ; (Meeuwig, 1999) et de l'oxygène dissous (Lung and Nice, 2007) ; (Camacho et al., 2015) ; (Garcia et al., 2002) ; (Sohma et al., 2008) ; (Hipsey et al., 2013) ; (Skerratt et al., 2013) ; (Liu and Chan, 2014), de la biomasse d'herbiers (del Barrio et al., 2014) ou de la production de moules et de l'activité économique associée (Timmermann et al., 2014). Inversement, calculer les flux terrigènes de N et P maximum admissibles pour garder le bon état écologique (mésotrophe) de l'estuaire (Steward and Lowe, 2010). Quantifier la part de diverses sources d'azote (fleuves, océan) dans la biomasse azotée du phytoplancton (Timmermann et al., 2010). Comparer deux possibilités de réduire les flux de moitié, soit par division du débit, soit par division des concentrations (Lin et al., 2008). Comparer deux façons de diminuer les flux terrigènes, soit par division par 2 des rejets agricoles de N uniquement, soit par suppression totale des rejets urbains de N et P (Saraiva et al., 2007) ; (Gypens et al., 2013). Comparer l'augmentation des entrées marines avec la diminution des apports nutritifs terrigènes (Beck et al., 2001), ou des rejets terrigènes continus et des rejets intermittents (Roelke et al., 1999).

- Remonter des descripteurs opérationnels de l'eutrophisation vers les causes primaires, en évaluant les probabilités associées à chaque lien cause->effet invoqué, pour ensuite prévoir l'effet de divers leviers sur la diminution de l'eutrophisation (Borsuk et al., 2001a; Borsuk et al., 2004).

6.6.4.5. Modèles hydrodynamiques utilisés

Toute la palette des outils hydrodynamiques a été utilisée, et continue de l'être !

Beaucoup de modèles estuariens n'utilisent aucun support hydrodynamique : (Rosenberg et al., 1977) ; (Cole and Cloern, 1987) ; (Madden and Kemp, 1996) ; (Lowery, 1998) ; (Howarth et al., 1999) ; (Meeuwig, 1999) ; (Meeuwig et al., 2000) ; (Borsuk et al., 2001a; Borsuk et al., 2002; Borsuk et al., 2004) ; (Li et al., 2003) ; (Kauppila et al., 2003) ; (Carmichael et al., 2004) ; (Fear et al., 2004) ; (Muylaert et al., 2005) ; (Millie et al., 2006) ; (Patricio and Marques, 2006) ; (Lin et al., 2007) ; (Steward and Lowe, 2010) ; (Baeta et al., 2011) ; (Dugdale et al., 2013) ; (Wang et al., 2013) ; (Chen et al., 2014) ; (Gallegos, 2014) ; (Timmermann et al., 2014) ; (Cho et al., 2015) ; (Mathews et al., 2015) ; (O'Boyle et al., 2015). On peut y rattacher la prise en compte d'une simple variation sinusoïdale du courant de marée et de la hauteur d'eau, et de l'érosion-dépôt des MES (Alvera-Azcarate et al., 2003).

Peu d'études résument un estuaire à un réacteur unique bien mélangé (0D) : (Kimmerer et al., 1993) ; (Roelke et al., 1999) ; (Beck et al., 2001) ; (Baird et al., 2003) ; (Robson et al., 2008) ; (Arismendez et al., 2009) ; (Dugdale et al., 2013).

Les estuaires sont évidemment les sites de prédilection pour des modèles 1DH. Il peut s'agir de compartiments en file : 83 sections pour le Roskilde Fjord (Flindt and Kamp-Nielsen, 1997), 13 boîtes pour l'Escaut (Soetaert et al., 1994) ; 5 boîtes pour la Rhode river (Gallegos and Jordan, 1997) ; 3 boîtes bi-couches pour la ria de Vigo (Miguez et al., 2001) ; 3 boîtes pour la Caloosahatchee river (Buzzelli et al., 2014) ; 6 boîtes pour le marais de Barataria (Das et al., 2010). Il peut aussi s'agir de modèles 1DH continus : estuaire de l'Escaut (Gypens et al., 2013) ; estuaire théorique non-stratifié ayant une largeur variant exponentiellement entre le fleuve et l'océan (Liu and de Swart, 2015) ; modèle MIKE 11 pour l'estuaire du Mondego (Magalhaes et al., 2008). Evidemment, très peu d'études ont fait le choix d'un

modèle 1DV : colonne d'eau (Maar et al., 2010) ; colonne de 20 cm dans le sédiment (Katsev et al., 2007).

Un bon compromis simplicité vs réalisme a été fourni par les modèles 2DV : estuaire théorique non-stratifié (Peterson and Festa, 1984) ; (Talke et al., 2009) ; (Shen, 2006) ; CE-QUAL-W2 pour la Patuxent river, résumé en multicompartiments tri-couches (couche de surface, pycnocline, couche de fond) (Lung and Nice, 2007) ; (Adamack et al., 2012) ; mosaïque de 6 boîtes bi-couches interconnectées (Hagy and Murrell, 2007) ; estuaire du Saint-Laurent (Benoit et al., 2006) ; fleuve traversant Taipei à Taiwan (Liu et al., 2009). Quand l'hétérogénéité latérale est importante, certains auteurs se tournent vers des modèles 2DH : mosaïque de 12 boîtes pour la mer de Wadden (VANRAAPHORST et al., 1988) ; estuaires non-stratifiés de l'Urdaibai (Garcia et al., 2002), de la Blackwater (Shepherd et al., 2007), de Cork (Nash et al., 2011) ou de l'Escaut (Arndt et al., 2011).

Dans les dix dernières années s'est développée la modélisation 3D des estuaires. On citera les modèles suivants : ELCOM à maillage cartésien pour la Swan River, à Perth (Chan et al., 2002) ; MOHID en volumes finis pour les estuaires portugais (Saraiva et al., 2007) ; modèle à maillage cartésien et coordonnées z sur la verticale pour la baie de Tokyo (Sohma et al., 2008) ; COHERENS à maillage cartésien et coordonnées σ sur la verticale pour l'estuaire danois d'Horsens (Timmermann et al., 2010) ; SiAM3D à grille cartésienne hétérogène pour la baie des Veys (Grangere et al., 2010) ; EFDC à maillage curviligne orthogonal (mailles allant de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres) et coordonnées verticales σ pour l'estuaire de Saint Louis Bay (Camacho et al., 2015), l'estuaire du Cap Fear (Lin et al., 2008), l'estuaire chinois du Yang-tsé-kiang (Chen et al., 2015), l'estuaire coréen du Youngsan (Cho et al., 2015) ; ROMS curvilinéaire pour l'estuaire chinois du Yang-tsé-kiang (Fan and Song, 2014), pour l'estuaire près du Cape Cod (del Barrio et al., 2014) ; TUFLOW à maillage curviligne en volumes finis pour l'estuaire australien de la Swan river (Hipsey et al., 2013) ; SHOC à maillage curviligne et coordonnées verticales z pour l'estuaire de la Derwent à Hobart (Skerratt et al., 2013) ; (Wild-Allen and Rayner, 2014) ; SELFE en éléments finis (Liu and Chan, 2014).

6.6.4.6. Modèles biogéochimiques utilisés

Quelques études ne font appel à aucun modèle biogéochimique : (Peterson and Festa, 1984) ; (Miguez et al., 2001) ; (Li et al., 2003) ; (Fear et al., 2004) ; (Hagy and Murrell, 2007) ; (Steward and Lowe, 2010) ; (Das et al., 2010) ; (Wang et al., 2013) ; (O'Boyle et al., 2015). D'autres utilisent uniquement une relation statistique issue des séries de mesures entre variables causales (stratification, apports terrigènes de N et P, % d'occupation agricole du bassin versant...voire biomasse chlorophyllienne) et variable à expliquer ou prédire (chlorophylle : (Meeuwig, 1999) et (Meeuwig et al., 2000), production primaire : (Cole and Cloern, 1987) ; (Muylaert et al., 2005) ; (Gallegos, 2014), (Timmermann et al., 2014) ; (Mathews et al., 2015), biomasse et production : (Millie et al., 2006), hypoxie de fond : (Lowery, 1998) ; (Kauppila et al., 2003) ; (Chen et al., 2014). On peut en rapprocher les approches récentes par graphe bayésien où chaque interaction est modélisée par une régression linéaire des variables causales, éventuellement scindée par morceaux si les relations réelles sont fortement non-linéaires. (Arhonditsis et al., 2007) tentent d'expliquer la distribution de 5 grands types phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, chlorophytes, cryptophytes, cyanobactéries) par quelques facteurs écologiques classiques (température, salinité, turbidité, azote inorganique dissous, azote. On peut établir d'après des résultats expérimentaux un lien probabiliste entre les apports en matière organique et l'hypoxie (Borsuk et al., 2001b) ou entre l'hypoxie et le taux de survie de bivalves (Borsuk et al., 2002), et en déduire la distribution de la variable expliquée si on diminuait la variable causale d'un pourcentage fixé. (Borsuk et al., 2004) utilisent un modèle bayésien pour fournir la distribution de probabilités des descripteurs favorables des décideurs, d'abord dans la situation actuelle, puis sous un scénario de modification des

apports de nutriments. L'inconvénient des modèles bayésiens est leur incapacité à autoriser des rétro-actions entre variables.

Plusieurs études ont utilisé seulement un rudiment d'approche mécaniste, sans vraiment faire appel à une modélisation des cycles biogéochimiques. Rentrent dans cette catégorie les modèles avec oxygène dissous seul, dont les sources et puits sont statistiquement reliés à la température modélisée (Beck et al., 2001) ; (Cho et al., 2015) et à la teneur en matières en suspension (Talke et al., 2009), ou bien le modèle avec oxygène dissous et deux sortes de matière organique (DBO), à dégradation rapide ou lente (Benoit et al., 2006). On peut citer aussi un modèle utilisant uniquement NO_3 et PO_4 et une dénitrification imposée sur le fond (Shepherd et al., 2007), un modèle contenant seulement trois espèces de macro-algues (*Fucus*, *Ulva*, *Gracilaria*) et les MES pour modéliser une prolifération algale d'abord limitée par la turbidité (Alvera-Azcarate et al., 2003), ou un modèle à 4 types de végétaux (diatomées, autre phytoplancton, épiflore benthique, plantes benthiques) pour étudier la compétition pour la lumière en conditions d'eutrophisation croissantes (Madden and Kemp, 1996).

Les modèles biogéochimiques à proprement parler peuvent être de complexité très diverse. Certaines études ne considèrent le cycle que d'un seul élément chimique : (Arismendez et al., 2009) ; (Dugdale et al., 2013) ; (del Barrio et al., 2014) ; (Liu and de Swart, 2015), (Bruce et al., 2011a) et (Bruce et al., 2011b) ont choisi N, tandis que (VANRAAPHORST et al., 1988) ont choisi P. Souvent, les auteurs considèrent simultanément deux cycles : N et Si avec oxygène dissous (Soetaert et al., 1994) ou avec huîtres (Grangere et al., 2010) ; N et P : (Shen, 2006) ; (Robson et al., 2008) ; (Timmermann et al., 2010) ; (Liu et al., 2014), avec quotas de N et P dans le phytoplancton (Gallegos and Jordan, 1997) ; (Roelke et al., 1999) ; (Saraiva et al., 2007), ou comportant jusqu'à 4 types phytoplanctoniques, dont les diatomées d'eau douce (Chan et al., 2002), ou avec plantes benthiques (Buzzelli et al., 2014), ou avec oxygène dissous. Plusieurs études utilisent les modèles génériques américains QUAL2E (Nash et al., 2011) ou WASP, qui force la demande benthique en oxygène d'après des mesures (Lung and Nice, 2007) ; (Liu et al., 2009) ; (Liu and Chan, 2014) ; (Camacho et al., 2015). De plus en plus d'études simulent en parallèle trois cycles, soit N, P, Si avec *Phaeocystis* et diatomées d'eau douce (Arndt et al., 2011) ; (Gypens et al., 2013), soit plus fréquemment C, N, P : avec oxygène dissous (Sohma et al., 2008) ; (Maar et al., 2010) et zostères (Flindt and Kamp-Nielsen, 1997) ; (Magalhaes et al., 2008) ; (Hipsey et al., 2013) ; (Skerratt et al., 2013) ; (Wild-Allen and Rayner, 2014), avec formes organiques dissoutes et particulaires (Fan and Song, 2014) ; (Chen et al., 2015), avec prise en compte des matières organiques dissoutes dans le coefficient d'extinction (Lin et al., 2008). Rares sont les modèles ajoutant à la biogéochimie des variables animales à comportement, tel que le modèle d'(Adamack et al., 2012) simulant individuellement 200 000 œufs et larves d'anchois.

Peu de modèles estuariens ont utilisé un modèle de diagénèse sédimentaire, soit seul pour simuler l'oxygène dissous et les équilibres redox entre formes de N, P, Fe, Mn et S (Katsev et al., 2007) soit couplé au modèle de colonne d'eau : (Sohma et al., 2008) ; (Skerratt et al., 2013).

Quelques auteurs ont employé un modèle de réseau trophique présentant les flux d'énergie, soit à partir de données selon Odum (Rosenberg et al., 1977), soit à partir d'équations ECOPATH-ECOSIM à 17 (Lin et al., 2007), 40 compartiments (Baeta et al., 2011) ou 34 à 43 (Patricio and Marques, 2006). (Timmermann et al., 2014) ont développé un modèle de chaîne alimentaire simple (nutriments-->phytoplancton-->moules-->mytiliculteurs) pour évaluer l'impact économique de réductions d'apports nutritifs imposées pour réduire l'eutrophisation estuarienne.

Enfin, très peu de modèles proprement estuariens ont fait appel à un forçage par un modèle de bassin versant : modèle OD multi-régressif fonction des superficies par type d'occupation du sol (Nitrogen Loading Model de (Carmichael et al., 2004)) ; modèle RIVE du fleuve Escaut (Gypens et al., 2013).

6.6.4.7. Principaux résultats

Dès 1987, (Cole and Cloern, 1987) avaient mis en évidence le rôle prépondérant de l'éclairement disponible dans la colonne d'eau ou la couche de surface des estuaires pour prévoir la production primaire de ces écosystèmes et sa conséquence possible, l'accumulation organique dans la couche de fond. Récemment encore, ce modèle très simple a été vérifié dans la partie dulçaquicole de l'estuaire de l'Escaut (Muylaert et al., 2005) et sur un estuaire de Floride (Mathews et al., 2015), mais la non-prise en compte du temps de résidence dans ce modèle régressif ultra-simple a sans doute expliqué la moins bonne prévision de la forte production primaire estivale lors d'un bloom de dinoflagellés. Dans la zone saumâtre de l'Escaut, (Soetaert et al., 1994) avaient montré que la turbidité très forte limitait très efficacement la photosynthèse, mais que la respiration du phytoplancton y était intense ; finalement, seules les extrémités dulçaquicole et marine de l'estuaire parvenaient à dégager une production primaire nette positive et alimenter une chaîne trophique de brouteurs, alors que la zone centrale turbide fournissait surtout de la matière détritique au fond. (Gypens et al., 2013) ont retrouvé qu'en amont du bouchon vaseux, existait une zone favorable aux diatomées d'eau douce et qu'en aval se trouvait une autre zone favorable au phytoplancton marin (diatomées + *Phaeocystis*). Dans des affluents de la baie de Chesapeake, (Gallegos, 2014) a statistiquement établi cet effet primordial de la turbidité comme facteur de contrôle de la production primaire estuarienne, et (Madden and Kemp, 1996) ont par ailleurs montré l'éviction rapide des plantes aquatiques par manque de lumière du à l'augmentation du phytoplancton et des épiphytes quand l'enrichissement nutritif augmentait. La très forte productivité des macro-algues rouges et vertes qui restent immergées dans les mares de l'estran des estuaires portugais ($P/B \approx 20 \text{ an}^{-1}$ pour les ulvacées) a été expliquée par un modèle simulant la décantation très rapide des matières en suspension dans ces mares isolées par le jusant, contrairement aux zones non-exondées de l'estuaire (Alvera-Azcarate et al., 2003). Encouragée par cette prépondérance de la limitation par la lumière, l'idée que l'état eutrophique d'un estuaire pouvait être déduit statistiquement de quelques descripteurs physiques et de la biomasse algale a été reprise pour une prévision opérationnelle par (Chen et al., 2014) au débouché du Yang-tsé-kiang : ayant estimé la stratification de la zone estuarienne à partir de mesures automatiques (bouées) de salinité et température à diverses profondeurs, ainsi que la chlorophylle de surface à partir d'images satellitaires, ils ont alimenté en temps réel un modèle statistique fournissant la cartographie de l'hypoxie de fond. Confortant d'ailleurs l'hypothèse du rôle important des facteurs physiques, un modèle biogéochimique 3D de la même zone (Chen et al., 2015) a montré que l'étendue de cette zone hypoxique était plus sensible aux anomalies de vent qu'à celles du débit du Yang-tsé-kiang. Sur deux estuaires des Etats-Unis, (Millie et al., 2006) ont aussi simulé grâce à des réseaux de neurones des séries de mesures de chlorophylle et de production primaire, mais ils reconnaissent eux-mêmes que leurs outils nécessitent tellement de mesures de variables explicatives qu'ils ne possèdent aucun intérêt opérationnel pour la gestion de l'eutrophisation.

Venant immédiatement après l'effet de l'éclairement, celui du débit du fleuve et du temps de résidence dans l'estuaire sur la production phytoplanctonique a souvent été étudié par simulation. En effet, à la suite des études de Vollenweider sur les lacs, l'OCDE avait développé des relations simples donnant le flux de N ou P maximum admissible en fonction de la profondeur et du temps de résidence moyens dans l'estuaire. (Steward and Lowe, 2010) ont revisité ces données, montrant qu'estuaires et lacs montraient quasiment la même relation entre leur couple temps de résidence-profondeur et leur charge maximale admissible, en N comme en P, et que l'on peut exprimer par la relation : $F_{\max} = C_{\max} \cdot H \cdot (1 + \sqrt{Tr}) \cdot Tr^{-0.84}$, où Tr est le temps de résidence de l'eau en années, H la profondeur moyenne en mètres, C_{\max} la concentration maximale en l'élément N ou P total admissible dans le fleuve, en mg/L, et F_{\max} le flux polluant annuel admissible sur le bassin versant, en $\text{g/m}^2/\text{an}$. Dans le cas d'un petit estuaire bien mélangé sur la verticale, (Peterson and Festa, 1984), puis (Liu and de Swart, 2015) ont montré que l'évacuation par le débit sortant empêche l'accumulation de biomasse dans la partie amont

de l'estuaire, car le taux d'évacuation y est supérieur au taux de croissance, mais que cela peut s'inverser dans la partie aval. (Lung, 1988) a montré que le débit du fleuve contrôlait l'intensité des blooms de cyanobactéries dans l'estuaire de la Neuse (USA). Un estuaire peu profond à fort débit est donc protégé contre l'eutrophisation même si le fleuve est riche en nutriments. Inversement, (Talke et al., 2009) ont montré que, à débit constant, l'approfondissement de quelques mètres d'un chenal estuarien non-stratifié peut faire apparaître le coin salé, et donc le piégeage des matières en suspension, minérales et organiques, dans un bouchon vaseux générateur d'hypoxies de fond. C'est ce qui s'est passé après le dragage de l'estuaire de l'Ems (frontière néerlandaise-allemande), qui a vu la durée annuelle d'hypoxie ($[O_2] < 2 \text{ mg/L}$) passer de 20 à 100 jours lorsque l'on a porté la profondeur de 5 à 7 mètres par dragage. Le contrôle de l'eutrophisation estuarienne par modification du débit a été exploré à très grande échelle sur le Yang-tsé-kiang par (Wang et al., 2013) : connaissant les concentrations moyennes du fleuve en N, P et Si inorganiques dissous, ils ont recherché les augmentations optimales de débit (par dérivation hydraulique d'un bras du fleuve) qui permettraient de ramener les rapports stoechiométriques N-P-Si à des valeurs peu propices au phytoplancton non-siliceux proliférant en été, tout en respectant des contraintes de débit réservé et de coûts admissibles. La modélisation a aussi montré que, si l'estuaire est peu turbide et son débit assez faible, il concentre en un "bouchon algal" les espèces phytoplanctoniques qui sédimentent. (Nash et al., 2011) ont visualisé les zones à risque de l'estuaire ramifié de la Lee, à Cork (Irlande), par la carte des temps de résidence calculés maille par maille à partir de dispersion de traceurs ; ils ont ensuite vérifié que les biomasses chlorophylliennes simulées par leur modèle (validées par des mesures aéroportées) étaient quasi-proportionnelles aux temps de résidence. (O'Boyle et al., 2015) ont trouvé qu'un tiers des 90 estuaires irlandais étaient protégés de l'eutrophisation par leur temps de résidence insuffisant, et que l'éclairement trop faible n'y venait qu'en second facteur limitant. (Saraiva et al., 2007) ont fait la même constatation sur 4 des 9 estuaires portugais modélisés, et ont montré que seulement 3 des 5 autres estuaires à long temps de résidence (dont le Tage) étaient protégés par leur turbidité. Dans les estuaires très peu profonds et bien mélangés débouchant sur le Golfe du Mexique, une simple modélisation hydraulique a permis à (Das et al., 2010) de montrer que les marais maritimes fournissaient moins de 3% des apports organiques terrigènes du Mississippi.

L'effet combiné de la marée et de l'arrivée d'eau douce fluviale génère des phénomènes subtils. Par exemple, dans l'estuaire de l'Escaut, (Arndt et al., 2011) ont mis en évidence que la remontée de diatomées marines dans la partie saline de l'estuaire causée par l'asymétrie flot/jusant (pompage tidal) permet à celles-ci de se développer, diminuant de ce fait les apports fluviaux de silicium à la bande côtière, où se développe alors le flagellé colonial non-siliceux *Phaeocystis*. Par ailleurs, dans les estuaires stratifiés, le coin salé remonte vers l'amont en saison d'étiage, ramenant vers l'amont les eaux de fond riches en nutriments et phytoplancton de l'aval (Skerratt et al., 2013) ; ceci peut générer un confinement dans l'estuaire moyen, où la dégradation de la matière phytoplanctonique sédimentée depuis la surface peut conduire à l'anoxie (Hagy and Murrell, 2007) ; (Bruce et al., 2011b), et faire sortir la zone de dénitrification du sédiment vers l'eau. La présence d'une cuvette profonde en aval de l'estuaire peut créer une zone stratifiable tant que les débits fluviaux ne sont pas très forts, et pour lutter contre l'hypoxie estivale au moment de l'étiage du fleuve, il n'y a pas d'autre solution que de diminuer la teneur en matières organiques dans l'eau douce (Cho et al., 2015) ; (Hagy and Murrell, 2007). Dans le cas du Saint-Laurent, (Benoit et al., 2006) suggèrent que c'est l'accumulation pluriannuelle de matière organique sur le fond qui explique l'intensification de l'hypoxie de fond du chenal laurentien depuis les années 70. A signaler le cas original de la ria macrotidale de Vigo, soumise à son embouchure à des upwellings printaniers-estivaux et à des downwellings automnaux : (Miguez et al., 2001) ont expliqué par la capacité natatoire des dinoflagellés leur capacité à proliférer en situation automnale de downwelling, alors que ce sont les diatomées qui tirent parti des situations d'upwelling.

Le rôle limitant des nutriments est moins abordé que celui de l'éclairement ou du temps de résidence. (O'Boyle et al., 2015) ont pourtant trouvé que 40 des 90 estuaires d'Irlande étaient protégés de l'eutrophisation par leur faible teneur nutritive, et plus particulièrement en azote. (Gallegos and Jordan, 1997) ont prouvé par des bioessais d'enrichissement, puis par un modèle à double quota en N et P, que dans l'estuaire de la Rhode river, c'était l'azote qui était massivement limitant dès juin. (Timmermann et al., 2010) retrouvent cet effet dominant de l'azote dans le contrôle de l'eutrophisation estivale d'un estuaire danois, même si le phosphore peut momentanément être limitant en fin de bloom printanier. Ayant montré par traçage numérique que l'azote du phytoplancton de l'estuaire venait à 50% des apports fluviaux, ils déduisent que même en estuaire macrotidal très influencé par les entrées marines, on peut réduire significativement l'eutrophisation en diminuant les apports azotés des fleuves. Contrastant avec ces résultats pointant vers l'azote, (Fan and Song, 2014) et (Liu et al., 2014) montrent que dans la racine du panache de dilution du Yang-tsé-Kiang, c'est le phosphore qui est le nutriment le plus limitant, l'azote étant massivement fourni par le bassin versant. En Mer Baltique, (Meeuwig et al., 2000) ont trouvé que la biomasse chlorophyllienne de mars à octobre des 19 principaux estuaires finlandais se corrélait un peu mieux avec les apports de phosphore total qu'avec ceux d'azote total ($r^2 = 0.67$ au lieu de 0.53). De même, (Lung, 1988) puis (Lung and Testerman, 1989) ont recommandé une baisse des apports de phosphore dans la James river qui se jette dans la baie de Chesapeake. En termes de bilan annuel, le modèle de la Swan River à Perth (Australie) montre que l'estuaire intercepte 40% de l'azote entrant, par sédimentation + dénitrification, et jusqu'à 75% du phosphore entrant, par sédimentation (Robson et al., 2008). Dans une étude théorique OD utilisant une formulation à quotas de N et P dans les cellules algales, (Roelke et al., 1999) ont constaté que les espèces à taux de croissance lent (par exemple des dinoflagellés toxiques) pouvaient être inhibées par un enrichissement discontinu, au profit d'espèces à croissance rapide (type diatomées). Seul un cas d'eutrophisation non-anthropique semble avoir été modélisé : en baie de Saint-Louis, (Camacho et al., 2015) ont simulé la succession observée de blooms allant jusqu'à 20 ou 40 $\mu\text{g/L}$ de chlorophylle, malgré les faibles concentrations en nutriments ($\text{NO}_3 < 1 \mu\text{mol/L}$, $\text{PO}_4 < 0.5 \mu\text{mol/L}$) et la limitation prédominante par l'azote de la croissance phytoplanctonique. Exutoire de bassins versants peu habités et peu cultivés, cet estuaire est riche en phytoplancton en raison de sa très faible profondeur moyenne (1.5 m) et de son faible taux de renouvellement de l'eau (entre 0.04 et 0.2 j^{-1}), même si sa production annuelle reste modeste ($< 100 \text{ gC/an}$). Cet estuaire réagit assez peu à une modification des apports anthropiques allant de 0% à 150% de l'actuel, et conserve une bonne oxygénation de l'eau.

En dehors de la zone peu salée de la Mer Baltique et de l'estuaire d'Harvey-Peel Inlet en Australie, le constat qu'aucun estuaire au monde ni de zone marine côtière ne semble favorable à la prolifération de cyanobactéries, pourtant capables de surmonter la limitation par l'azote, pose aux scientifiques une énigme, que (Kimmerer et al., 1993), puis (Howarth et al., 1999) ont tenté de résoudre par des modèles OD très simples. Les premiers auteurs, ayant simplement relié la fixation d'azote par les cyanobactéries aux teneurs de phosphore disponible, déduisent que seuls les estuaires à grand temps de résidence pourront être favorables aux cyanobactéries. Les seconds mettent plutôt en avant le fait qu'en eau saumâtre ou marine, la biodisponibilité plus faible du molybdène (conurrencé par le sulfate très abondant) et du fer ralentit tellement la croissance des cyanobactéries qu'elles ne parviennent ni à générer des quantités de cellules photosynthétiques suffisantes pour alimenter en énergie des cellules spécialisées dans la fixation d'azote gazeux, ni à surmonter la prédation exercée par le zooplancton et les invertébrés benthiques filtreurs : les cyanobactéries n'arrivent donc pas à proliférer en eaux salées ou fortement saumâtres, trop pauvres en molybdène et fer.

Les effets de l'eutrophisation estuarienne sur certains compartiments biologiques ont motivé quelques modèles *ad hoc*. Par exemple, (Arhonditsis et al., 2007) ont constaté que la représentation statistique optimale du phytoplancton estuarien change quand on descend de l'amont (contrôlé par le débit et l'éclairement et favorable aux diatomées, chlorophycées et cryptophycées) vers l'aval (plus sensible à la

richesse en azote inorganique dissous et où s'individualise un groupe dinoflagellés- cryptophycées). En ce qui concerne la végétation fixée, (Li et al., 2003) ont montré que les roselières estuariennes exploitées en Chine soutirent des milliers de tonnes d'azote total et quelques centaines de tonnes de phosphore des apports des bassins versants. Dans l'estuaire du Tage, la production annuelle de biomasse macro-algale benthique utilise environ le tiers du flux azoté terrigène annuel, et la production annuelle de biomasse phytoplanctonique utilise les deux autres tiers (Alvera-Azcarate et al., 2003). Près du Cap Cod (USA), (del Barrio et al., 2014) ont montré que les herbiers régresseront encore de quelques % si le niveau marin monte de 30 cm, mais qu'on pourrait les réaugmenter de 50% si on diminuait les apports terrigènes de nitrate de 50% ou plus. (Fear et al., 2004) ont calculé que le gain d'éclairement du fond que causeraient les 15% de réduction du phytoplancton dans l'estuaire américain de la Neuse (attendus après 30% de réduction des apports azotés) permettrait une augmentation de 20% des fonds suffisamment éclairés pour permettre la croissance du microphytobenthos, ce qui diminuerait localement de 45% la demande en oxygène du fond. La survie du benthos ne répond linéairement à l'hypoxie que quand celle-ci n'est pas trop prononcée (Borsuk et al., 2002) et les modèles bayésiens permettent d'estimer l'asymétrisation de la distribution de probabilité des taux de survie, de plus en plus marquée quand l'hypoxie s'aggrave. (Maar et al., 2010) ont montré que les moules d'estuaires poussaient mieux en conditions eutrophes, à condition qu'une stratification prolongée ne se mette pas en place, ce qui priverait les moules d'oxygène au fond. (Grangere et al., 2010) ont montré que le gradient spatial de richesse nutritive et de production primaire visible dans l'estuaire et le panache de dilution de petits fleuves côtiers expliquait les différences de croissance observées sur les parcs ostréicoles, mais aussi la fragilisation énergétique estivale des mollusques (allant jusqu'à la mort de l'animal) causée par la trop forte masse gonadique si la ponte est retardée par une météorologie défavorable. En baie de Chesapeake, (Adamack et al., 2012) ont montré que l'enrichissement en nutriments du bas des estuaires avait un effet négatif sur la survie des œufs d'anchois (mortalité par asphyxie près du fond), mais un effet positif sur celle des larves (larves réfugiées dans la couche oxygène de surface, alors que cténophores et méduses se concentrent près du fond).

Le couplage avec un modèle biogéochimique du sédiment permet de calculer des flux de nutriments fonction de l'état redox. Dans une modélisation ancienne de la Mer de Wadden, zone estuarienne très peu profonde et très étendue, (VANRAAPHORST et al., 1988) s'étaient limités au cycle du phosphore entre la colonne d'eau, la couche oxygène du sédiment et la couche profonde anoxique, mais avaient montré que le sédiment, en recyclant 70% du phosphore déposé par an, fournissait autant de phosphore au phytoplancton que les apports terrigènes. Depuis, sur l'exemple de l'évolution pluri-décennale du chenal axial de l'estuaire du Saint-Laurent, (Katsev et al., 2007) ont montré que les flux nutritifs estimés par les modèles étaient très sensibles au type de formulation (avec seuil ou graduellement variable) adopté pour la bioturbation-bioirrigation en fonction de la teneur en oxygène. Pour éviter la calibration d'un module sédimentaire, (Bruce et al., 2011a) proposent une simple spatialisation des flux de nutriments azotés à l'interface eau-sédiment en fonction d'une cartographie connue des types de sédiments et de la température. (Shepherd et al., 2007) ont exploré les effets de stockage/élimination de N, P et C que provoquerait la re-création de marais littoraux et le rapport coût/bénéfice de cette politique de remédiation sur le long terme : selon leur simulation, les gains contrebalancent au bout de 50 ans les dépenses de génie civil faites la première année.

Le couplage au bassin versant se fait par défaut en utilisant les séries temporelles de mesures des nutriments et du débit des fleuves au plus près de l'exutoire (Lowery, 1998) ; (Arismendez et al., 2009). Mais on peut aussi tenter une explication causale sous forme de simples modèles multilinéaires donnant le flux de nutriments en fonction de descripteurs de l'usage du sol (Kauppila et al., 2003) ; (Adamack et al., 2012). En Finlande, le déficit d'oxygène dans les eaux de fond de 19 estuaires a pu être significativement corrélé avec le pourcentage de surface agricole sur le bassin versant (Kauppila et al., 2003) ; de même pour la chlorophylle moyenne dans 15 estuaires de l'île du Prince Edwards au Canada

(Meeuwig, 1999). (Arismendez et al., 2009) ont soumis un même modèle 0D du cycle de l'azote en estuaire à des chroniques d'apports mesurés dans deux bassins versants voisins du Texas, mais différemment occupés : le bassin le plus habité présente un flux azoté plus fort et plus constant (sources ponctuelles) que le bassin en agriculture extensive (sources diffuses), ce qui induit des blooms estivaux plus nombreux et soutenus. Dans un but de fournir un outil empirique simple aux pouvoirs publics, (Lowery, 1998) a calibré, sur 10 estuaires américains se jetant dans le Golfe du Mexique, un modèle simple multi-régressif donnant le niveau d'hypoxie en fonction de l'intensité de la stratification, du flux d'azote et du rapport P/N du fleuve. Utilisé ensuite en mode inverse, ce modèle fournit la réduction du flux azoté qu'il faudrait appliquer à chacun de ces estuaires pour le ramener à la normoxie : 2 estuaires ne pourront jamais revenir à la normoxie, 7 requerraient entre 50 et 95% de réduction, et un seul se suffirait de 15% de réduction du flux azoté actuel, ce qui montre bien le rôle crucial de l'augmentation récente des flux azotés terrigènes dans l'eutrophisation de ces estuaires.

Plusieurs auteurs ont comparé différentes façons de réduire les flux de nutriments, par exemple par diminution du débit, ou par baisse des concentrations. Dans l'estuaire moyennement eutrophisé du Cap Fear, dont le tiers aval et son exutoire côtier s'avèrent limités par l'azote surtout en été, (Lin et al., 2008) parviennent à bien simuler la dilution du nitrate et du phosphate (même si ils ne reproduisent pas bien le pic estival d'ammonium dans l'estuaire médian) et montrent que la réduction des apports nutritifs par baisse du débit ne réduirait pas la biomasse phytoplanctonique estuarienne autant qu'une baisse des concentrations, car les faibles débits apportent peu de matière organique dissoute, donc éclaircissent les eaux de l'estuaire. Dans un estuaire de Floride, (Buzzelli et al., 2014) retrouvent cet effet sur le phytoplancton, mais le tempèrent en montrant que l'éclaircissement de l'eau lors de faibles débits permet aussi une ré-augmentation souhaitable des macrophytes benthiques, contrairement aux baisses de concentrations. Dans l'estuaire près de Perth (Australie), (Chan et al., 2002) retrouvent aussi ce peu d'effet des fortes modifications de débit comparé au fort impact des modifications de concentrations de N et P dans le fleuve. (Hipsey et al., 2013) ont ensuite simulé dans cet estuaire l'effet de divers scénarios visant à optimiser le rapport efficacité/coût de la station existante d'oxygénation artificielle par bullage. Dans l'estuaire très stratifié du Derwent à Hobart, (Skerratt et al., 2013) ont mis en évidence que l'augmentation des apports azotés terrigènes avait été compensée par l'intense dénitrification qui a lieu dans la couche de fond très hypoxique, ce qui avait maintenu un faible flux net d'azote exporté vers l'océan, mais ce qui avait, par contre, augmenté l'étendue de la zone estuarienne eutrophisée et intensifié l'hypoxie. En ce qui concerne les apports d'origine urbaine, par une modélisation 0D de diverses expériences de cultures in situ, (Dugdale et al., 2013) ont expliqué par l'inhibition de l'absorption planctonique de nitrate aux fortes teneurs en ammonium, la paradoxale diminution de la biomasse phytoplanctonique dans les estuaires où les rejets urbains ont augmenté la teneur en ammonium, comme au milieu des années 80 dans le fleuve Sacramento se jetant en baie de San-Francisco. (Magalhaes et al., 2008) ont étudié l'effet-tampon des stocks sédimentaires de N et P, qui retardent la diminution de l'eutrophisation quand on a abaissé les flux de nutriments du fleuve ; dans le cas où les débits sont contrôlés en amont par un barrage, ils recommandent une régulation des débits pour éviter une trop forte érosion des fonds en été.

On peut aborder l'effet de l'eutrophisation sur les réseaux trophiques grâce aux modèles permettent de déterminer les flux de matière entre divers groupes vivants, souvent en supposant que l'écosystème est à l'équilibre (ce qui n'est pas forcément le cas). (Rosenberg et al., 1977) s'étaient contentés de rassembler quelques mesures de biomasse et d'en déduire, grâce à des valeurs bibliographiques de taux de production, les flux entre 10 compartiments d'un estuaire eutrophisé débouchant dans le Skagerrak et présentant une couche de fond anoxique en amont du seuil de 12m de profondeur ; ils mettaient en évidence l'accroissement énorme de la biomasse de moules en raison de la forte production primaire et de l'effet délétère de l'anoxie de fond sur les compétiteurs herbivores pélagiques. (Patricio and Marques, 2006), puis (Baeta et al., 2011) ont aussi montré que si un fonds à herbiers de zostères produit

plus de biomasse et présente une plus grande diversité qu'un fond nu subissant une forte eutrophisation à ulves, ce dernier présente une somme de tous les flux énergétiques (production, export, respiration, accumulation de détritiques) équivalente au premier. (Lin et al., 2007) montrent qu'un estuaire très pollué par des apports de matière organique reste dans un état peu productif (plus hétérotrophe qu'autotrophe) et dénué de prédateurs de rang élevé. Un seul article (Timmermann et al., 2014) s'est penché sur l'impact économique négatif qui pourrait résulter de la réduction de l'eutrophisation d'une zone conchylicole : l'élevage de moules du Limfjord danois a vu sa production de moules baisser depuis que l'on a diminué les apports terrigènes de phosphore (qui est l'élément limitant de la production primaire printanière) et d'azote (qui est l'élément limitant de la production primaire automnale), suite aux recommandations faites pour ré-atteindre le Bon Etat Ecologique de la Directive-Cadre européenne sur l'Eau. Le modèle couplé de la chaîne trophique et de la filière économique l'exploitant montre que pour rester rentable, la pêche devrait s'adapter en diminuant sa capacité de pêche de 40%.

6.6.4.8. Conclusion

Un estuaire est par essence une zone complexe en raison de ses gradients physico-chimiques croisés et de sa géométrie variable au cours des saisons, notamment entre les périodes de crues et celles d'étiage. La partie centrale de l'estuaire est souvent protégée de l'eutrophisation par sa très forte turbidité naturelle. Or, curieusement, on constate que la grande majorité des travaux de modélisation de l'eutrophisation des estuaires ne précise pas vraiment à quelle portion de l'estuaire s'appliquent leurs résultats : quelle salinité, quel type de structure verticale (homogène ou stratifiée), quelle position par rapport à la limite de remontée de la marée? Or, selon la cible visée, les conclusions peuvent changer totalement. Par exemple, en raison du passage graduel d'une limitation de la croissance phytoplanctonique par le phosphore en eau douce à une limitation par l'azote en mer, il convient de savoir où se trouvent, sur le gradient de salinité, les proliférations planctoniques que l'on souhaite voir diminuer pour choisir si l'on doit baisser les apports terrigènes de N ou P. Même quand le problème d'eutrophisation se passe plutôt en amont de l'estuaire et pourrait donc être traité par une réduction des apports de P uniquement, (O'Boyle et al., 2015) recommandent d'effectuer aussi une réduction des apports azotés, pour ne pas reporter la prolifération algale en zone côtière franchement marine (donc limitée par N) dès que l'azote sera moins consommé dans la partie amont en raison de la limitation imposée en phosphore. Le contrôle de l'eutrophisation par modification du débit fluvial semble moins efficace (et tout aussi coûteux) que celui par réduction des apports terrigènes de nutriments.

6.6.5. Modélisation des phénomènes d'eutrophisation en mer côtière

Alain Ménesguen -Ifremer/Centre de Bretagne

Geneviève Lacroix - RBINS/Bruxelles

6.6.5.1. Introduction

Les mers côtières représentent en général des lieux naturellement peu prédisposés à l'eutrophisation, de par leur très faible richesse nutritive, et leur fort renouvellement hydraulique peu propice au confinement, donc à l'accumulation de biomasse. Mais les panaches de dilution des fleuves créent localement des eaux stratifiées, dont la couche de surface bien éclairée piège les nutriments apportés

par le fleuve. Dans ces conditions propices à la production primaire, de fortes proliférations phytoplanctoniques (blooms) peuvent se déclencher, puis mourir et sédimenter dans la couche de fond, où la décomposition bactérienne aérobie peut consommer en été tout l'oxygène dissous dans l'eau. Même en présence de forts courants de marée, certaines baies peuvent s'avérer confinantes par manque de dérive résiduelle de marée, et conduire aussi à l'eutrophisation sous l'effet d'apports terrigènes modestes. Les modèles ont tenté d'expliquer en quoi les modifications anthropiques des apports nutritifs des bassins versants ont modifié le fonctionnement normal du proche plateau continental, de façon à proposer des recommandations de baisse des concentrations fluviales en nitrate et phosphate.

6.6.5.2. *Corpus bibliographique*

Equation de recherche bibliographique utilisée dans le Web of Science Core Collection :

TITLE: ((eutrophic* OR oxygen* OR hypox* OR anox* OR phytoplankton* OR "harmful alga"* OR phaeocystis OR nutrient* OR cyanobact* OR proliferat*) AND (model* OR numerical OR simulat* OR predict*) AND (marine OR bay* OR coastal OR sea))
AND TOPIC: (eutrophic*)

Cette équation a permis de recenser 184 articles. A leur lecture, 69 références non pertinentes pour l'expertise ont été supprimées, et 34 références ajoutées. Le corpus bibliographique final est ainsi composé de 150 articles.

6.6.5.3. *Sites et périodes modélisés, historique et auteurs*

Par l'étendue et l'ancienneté de leurs crises hypoxiques, cinq sites principaux dans le monde ont fait l'objet de nombreuses approches de modélisation de l'eutrophisation marine et de l'anoxie.

La zone la plus modélisée est incontestablement la Mer Baltique, étudiée par (Fennel, 1995, 2010) ; (Carlsson et al., 1999) ; (Helminen et al., 1998) ; (Neumann et al., 2002) ; (Berger et al., 2004) ; (Neumann and Schemewski, 2005) ; (Savchuk and Volkova, 1990) ; (Savchuk and Wulff, 1999) ; (Korpinen et al., 2004) ; (Savchuk and Wulff, 2007) ; (Neumann and Schernewski, 2008) ; (Savchuk and Wulff, 2009) ; (Laukkanen et al., 2009) ; (Eilola et al., 2009) ; (Eilola et al., 2011) ; (Yekta and Rahm, 2011) ; (Meier et al., 2011) ; (Meier et al., 2012) ; (Wan et al., 2012) ; (Eilola et al., 2012) ; (Bergstrom et al., 2013) ; (Ahlvik et al., 2014) ; (Eilola et al., 2014) ; (Lehmann et al., 2014) ; (Lessin et al., 2014) ; (Dimberg and Bryhn, 2014) ; (Almroth-Rosell et al., 2015) ; (Janssen et al., 2015) ; (Ryabchenko et al., 2016) ; parfois en couplage avec la Mer du Nord, le Skagerrak, le Kattegat (Almroth and Skogen, 2010) ; (Skogen et al., 2014) et les eaux danoises (Edelvang et al., 2005) ou encore les bassins versants de la Mer Baltique (Bring et al., 2015). La Mer du Nord a également été l'objet de modélisations en continu depuis les années 90 : (Baretta et al., 1994) ; (Slomp et al., 1996) ; (vandenBerg et al., 1996a) ; (vandenBerg et al., 1996b) ; (Baretta-Bekker et al., 1997) ; (Patsch and Radach, 1997) ; (Tett and Walne, 1995) ; (de Vries et al., 1998) ; (Druon et al., 2004) ; (Lancelot et al., 2004) ; (Lancelot et al., 2005) ; (Lancelot et al., 2007) ; (Gypens et al., 2007) ; (Lacroix et al., 2007) ; (Allen et al., 2008) ; (Gypens et al., 2009) ; (Lancelot et al., 2009) ; (Lenhart et al., 2010) ; (Lancelot et al., 2011) ; (Troost et al., 2013) ; (Passy et al., 2013) ; (Troost et al., 2014) ; (Los et al., 2014) ; (Lancelot et al., 2014) ; (Picart et al., 2015). Viennent ensuite deux zones emblématiques de l'eutrophisation marine aux USA : le Golfe du Mexique, étudié par (Chen et al., 1997) ; (Justic et al., 2007) ; (Morse and Eldridge, 2007) ; (Hetland and DiMarco, 2008) ; (Evans and Scavia, 2011) ; (Obenour et al., 2015) ; (Feist et al., 2016), et la baie de Chesapeake, simulée par (Cercio and Cole, 1993) ; (Cercio, 1995) ; (Fulford et al., 2007) ; (Cercio et al., 2010) ; (Liu and Scavia, 2010) ; (Cercio and Noel, 2013) ; (Sturdivant et al., 2013) ; (Muller and Muller, 2015). Enfin, la Mer Noire (ou la Mer de

Marmara adjacente) a été modélisée par (Yakushev and Neretin, 1997) ; (Legovic, 1997) ; (Oguz et al., 2000) ; (Gregoire and Lacroix, 2001) ; (Lancelot et al., 2002) ; (Gregoire et al., 2008) ; (Gregoire and Soetaert, 2010).

Plusieurs sites plus restreints disséminés dans le monde ont aussi fait l'objet de modélisation :

au Japon, la Mer intérieure de Seto (Kishi and Ikeda, 1986) ; (YANAGI et al., 1995), la baie d'Hiroshima (Mukai et al., 1985), la baie d'Osaka (Doi and Nitta, 1991), la baie de Hakata (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2002, 2003b), la baie de Mikawa (Kasih and Kitada, 2004), la baie d'Atsumi (Sohma et al., 2004), la baie d'Ise (Sugimoto et al., 2010) et la mer d'Ariake (Koriyama et al., 2011)

en Chine : Tolo Harbour/Hong-Kong (Chau, 2007), les baies côtières du Guangxi (Qiao et al., 2014), la Mer de Chine orientale au débouché du Yangtze (Li et al., 2008) ; en Corée, la baie de Kwang-Yang (Park et al., 2005)

au Royaume-Uni : 19 lochs d'Ecosse (Gowen et al., 1992)

en France : la Bretagne en totalité (Penard et al., 2007), la baie de Vilaine (Chapelle et al., 1994), la baie de Seine (Guillaud and Menesguen, 1998) ; (Guillaud et al., 2000) ; (Cugier et al., 2005) ; (Passy et al., 2016)

au Portugal, la Ria Formosa (Nobre et al., 2005)

en Méditerranée : le nord de l'Adriatique (Dippner, 1993) ; (Druon et al., 2004) ; (Barausse et al., 2009) et certains sites côtiers de Méditerranée orientale : (Spatharis and Tsirtsis, 2013) ; le golfe de Kalloni dans l'île de Lesbos (Tamvakis et al., 2012)

en Mer d'Arabie : (Yakushev and Neretin, 1997)

sur la côte Est des Etats-Unis, la côte allant du New-Jersey jusqu'au Maine (Driscoll et al., 2012), la baie de Floride (Melesse et al., 2008) et la baie de Tampa (Chang et al., 2012) ; en Californie, la baie de Tomales (Smith and Hollibaugh, 1989)

en Colombie, la baie caraïbe de Carthagène (Tuchkovenko and Lonin, 2003)

en Australie : la baie de Port Phillip/Melbourne (Murray and Parslow, 1999), la baie de Moreton (McEwan et al., 1998), la bande côtière de Perth (Machado and Imberger, 2014), le détroit d'Entrecasteaux en Tasmanie (Wild-Allen et al., 2010).

Deux sites très différents par la taille, la profondeur et le régime de marée ont fourni des exemples intéressants de modélisation de la résistance à l'eutrophisation : la Méditerranée orientale, qui a gardé son ultra-oligotrophie malgré l'augmentation des apports terrigènes depuis le milieu du 20^{ème} siècle (Powley et al., 2014) et la rade de Brest, qui a gardé des valeurs de biomasse chlorophyllienne normalement mésotrophes, malgré les apports de deux fleuves possédant des flux spécifiques records en terme de fuites d'azote (LePape and Menesguen, 1997).

6.6.5.4. Buts des modèles

Le premier but a été de quantifier les parts respectives de causes avérées de la genèse d'eaux colorées, à savoir les nutriments, la stratification, le temps de résidence et la turbidité (Kishi and Ikeda, 1986) ; (Dippner, 1993) ; (Baretta et al., 1994) ; (Fennel, 1995) ; (Tett and Walne, 1995) ; (YANAGI et al., 1995) ; (McEwan et al., 1998) ; (Cugier et al., 2005) ; (Tamvakis et al., 2012) et le lien entre une production primaire accrue et l'apparition de l'hypoxie de fond (Chapelle et al., 1994) ; (Oguz et al., 2000) ; (Gregoire and Lacroix, 2001) ; (Karim et al., 2002) ; (Tuchkovenko and Lonin, 2003) ; (Gregoire et al., 2008) ;

(Gregoire and Soetaert, 2010) ; (Evans and Scavia, 2011) ; (Pena et al., 2010) ; (Wan et al., 2012). Une retombée de ces modélisations était l'évaluation du volume anoxique total sur les décennies passées (Cerco, 1995) ; (Eilola et al., 2009) ; (Liu et al., 2010) ; (Evans and Scavia, 2011) ; (Testa et al., 2014) ; (Obenour et al., 2015) ; (Muller and Muller, 2015). Parfois, les modèles ont été utilisés en mode inverse, pour déduire de séries temporelles de mesures physico-chimiques la demande en oxygène de l'eau de fond (Koriyama et al., 2011), ou en mode "négatif", pour expliquer l'absence d'eutrophisation marquée malgré une forte augmentation des apports nutritifs terrigènes (LePape and Menesguen, 1997) ; (Powley et al., 2014) ; (Machado and Imberger, 2014).

Plus récemment, les modèles ont également été utilisés comme outil de surveillance (Edelvang et al., 2005) et pour estimer l'état d'eutrophisation de certaines zones relativement aux seuils fixés par les Etats Membres dans le cadre de Directives EU (DCE, DCSM) ou de conventions internationales (OSPAR, HELCOM) (Nobre et al., 2005) ; (Allen et al., 2008) ; (Troost et al., 2014). (Lancelot et al., 2009) ont proposé un nouvel indicateur d'eutrophisation estimé à partir de la reconstruction d'une situation pristine (naturelle) et d'observations et l'ont ensuite utilisé pour estimer l'état d'eutrophisation actuel par comparaison avec la situation pristine reconstruite (Lancelot et al., 2014). (Picart et al., 2015) ont tenté une détermination du risque d'eutrophisation de la Mer du Nord sous l'effet d'apports nutritifs plus ou moins importants et de changement climatique. Certains modèles ont permis d'étudier les changements à long terme des descripteurs d'eutrophisation (nutriments, phytoplancton) en réponse aux changements des apports en nutriments par les rivières (Patsch and Radach, 1997) ; (de Vries et al., 1998) ; (Neumann and Schernewski, 2008) ; (Lancelot et al., 2009). Ils ont évidemment été utilisés pour estimer l'impact d'une réduction ou d'une augmentation de nutriments dans les rivières sur les concentrations en nutriments et la biomasse de phytoplancton en mer : (Savchuk and Wulff, 1999) ; (Korpinen et al., 2004) ; (Cugier et al., 2005) ; (Neumann and Schemewski, 2005) ; (Lacroix et al., 2007) ; (Wild-Allen et al., 2010) ; (Dimberg and Bryhn, 2014) ; (Passy et al., 2013) ; (Passy et al., 2016) et sur l'état d'eutrophisation (Lenhart et al., 2010). Inversement, les modèles ont été utilisés pour estimer les réductions de nutriments nécessaires ("assimilative capacity" de (Murray and Parslow, 1999) ; (Cugier et al., 2005) ; (Cerco and Noel, 2013) ; (Qiao et al., 2014) et/ou optimales (Los et al., 2014) en Mer du Nord) pour atteindre le bon état écologique ou simplement limiter la taille de la zone anoxique (Justic et al., 2007) ; (Scavia and Donnelly, 2007) ; (Liu and Scavia, 2010) ; (Testa et al., 2014). Aux Etats-Unis, des modèles ont été utilisés pour évaluer l'intérêt de lutter contre l'eutrophisation en ré-augmentant la quantité de bivalves filtreurs cultivés (Fulford et al., 2007) ou en stimulant les poissons herbivores et exploitables par les pêcheries (Cerco et al., 2010). Parfois les auteurs tentent d'estimer le temps de réponse à des efforts de remédiation (Cerco and Cole, 1993).

Certains modèles incluent une dimension économique avec pour but de quantifier les coûts liés à l'eutrophisation et à sa remédiation : (Lancelot et al., 2011) en baie sud de la Mer du Nord, (Laukkanen et al., 2009) ; (Ahlvik et al., 2014) en Mer Baltique. Certains ont combiné des projections de changement climatique et de réductions de décharges de nutriments par les rivières : (Eilola et al., 2012) ; (Meier et al., 2011) ; (Meier et al., 2012) en Mer Baltique, (Skogen et al., 2014) en Mer du Nord, Skagerrak, Kattegat et Mer Baltique. Pour la Mer Baltique, (Bring et al., 2015) ont utilisé des résultats de plusieurs modèles climatiques pour estimer l'impact de scénarios de changements climatiques (GIEC) sur les apports en nutriments des bassins-versants. (Lessin et al., 2014) ont simulé l'effet du scénario A1B du GIEC sur l'extension possible de la zone anoxique du Golfe de Finlande. (Ryabchenko et al., 2016) ont testé 2 scénarios d'évolution climatique avec ou sans scénario de réduction des apports terrigènes. (Janssen et al., 2015) ont utilisé la modélisation 3D de la Mer Baltique pour évaluer l'impact que pourraient avoir sur l'extension de l'anoxie l'implantation de nombreuses éoliennes propices à la fixation de mollusques filtreurs.

Par opposition à ces utilisations à but synthétique et appliqué, certains modèles ont été plutôt utilisés pour évaluer certains processus précis du phénomène d'eutrophisation. On citera par exemple le taux de conversion de l'azote minéral dissous en biomasse chlorophyllienne phytoplanctonique *in situ* (Gowen et al., 1992) ou en culture (Edwards et al., 2003), la survie des herbiers de zostères (Sohma et al., 2004), la modification de l'équilibre diatomées/dinoflagellés en culture (Li et al., 2008) ou *in situ* (Guillaud and Menesguen, 1998) ; (Guillaud et al., 2000), la variabilité de l'équilibre diatomées/*Phaeocystis* (Gypens et al., 2007), l'évolution de la biodiversité phytoplanctonique (vandenBerg et al., 1996a) ; (Spatharis and Tsirtsis, 2013) et de la production de gaz à effet de serre DMS (vandenBerg et al., 1996b), voire l'évolution du réseau trophique global (Doi and Nitta, 1991) ; (Lancelot et al., 2002) ; (Barausse et al., 2009) ; (Townsend, 2014) ; (Luang et al., 2014). (Bergstrom et al., 2013) ont évalué la modification de la distribution d'une espèce de macroalgue et d'une espèce de plante, ainsi que de zones de recrutement de poissons prédateurs, en réponse à un changement de la profondeur de Secchi. (Berger et al., 2004) ont utilisé un modèle pour investiguer les effets négatifs de l'eutrophisation sur différents stades de vie d'une espèce d'algue brune. (Legovic, 1997) a alerté les modélisateurs de l'eutrophisation que la situation actuellement mesurée des descripteurs de l'eutrophisation pouvait être altérée si les fleuves rejetaient des toxiques en même temps que les nutriments ; une calibration des modèles sans tenir compte de la pollution par des substances toxiques pouvait donc fausser les effets simulés des nutriments. (Driscoll et al., 2012) ont tenté d'aborder par un modèle semi-quantitatif la question inverse : en quoi l'augmentation de l'eutrophisation (ou sa diminution par remédiation) affecte-t-elle la contamination en mercure des réseaux trophiques ? Quelques auteurs se sont focalisés sur les flux d'oxygène et de nutriments entre l'eau de fond et les sédiments superficiels, surtout en cas d'alternance oxic/anoxie : (Slomp et al., 1996) ; (Morse and Eldridge, 2007) ; (Soetaert and Middelburg, 2009). (Yekta and Rahm, 2011) ont explicitement introduit l'action des bactéries sulfo-réductrices *Beggiatoa* dans les équations de leur modèle biogéochimique 1DV de N, P, S, Fe et Mn dans le sédiment. (Almroth-Rosell et al., 2015) ont développé un nouveau concept de modèle benthique pour estimer la dépendance en oxygène des flux de phosphate. D'autres ont modélisé les variations saisonnières des concentrations en oxygène dans la colonne d'eau (Carlsson et al., 1999). Les modèles ont parfois servi à évaluer le flux de retour d'azote gazeux (N₂ ou N₂O) vers l'atmosphère par dénitrification dans les zones hypoxiques (Fennel et al., 2009) ou les flux air-mer de CO₂ sur une longue période caractérisée par différents niveaux d'eutrophisation (Gypens et al., 2009), ou encore étudier l'effet de l'hypoxie sur la baisse de biomasse macrobenthique (Sturdivant et al., 2013), sur les déplacements et la survie des poissons (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2003b) ou la modification de la dynamique des poissons en réponse aux changements des apports en nutriments (Fennel, 2010).

Plus récemment, les modèles ont été utilisés pour estimer la contribution relative de différentes sources de nutriments à l'eutrophisation à l'aide de différentes techniques. Une approche purement statistique a parfois été utilisée : (Chang et al., 2012) ont par exemple subdivisé par méthode des k-moyennes un réseau de 55 stations de mesures dans la baie de Tampa (Floride) en 8 sous-régions, puis ont cherché les contributions des principaux bassins versants à l'enrichissement de ces sous-régions. Mais le modèle mécaniste déterministe se fondant sur le trajet de l'eau reste l'outil privilégié de cette recherche. Certains auteurs utilisent l'analyse de sensibilité qui consiste à augmenter ou réduire les apports de différentes sources et à quantifier l'impact relatif sur les nutriments et le phytoplancton marin (Kasih and Kitada, 2004) ; (Lacroix et al., 2007) ; (Wild-Allen et al., 2010), d'autres appliquent une méthode de traçage passif eulérien (transport du phosphore depuis les couches profondes en Mer Baltique par (Eilola et al., 2014) ou lagrangien (Djambazov and Pericleous, 2015), mais de plus en plus d'études utilisent un traçage "actif" des nutriments dans les différentes variables depuis leur source (Menesguen et al., 2006) ; (Sugimoto et al., 2010) ; (Timmermann et al., 2010) ; (Troost et al., 2013) ; (Los et al., 2014) ; (Dulière et al., 2016). Certains travaux prennent en compte les dépôts atmosphériques d'azote et de phosphore en mer, comme (Ruoho-Airola et al., 2012) pour la Mer Baltique, et plusieurs modèles

évaluent la part de cette source de nutriments dans le phénomène d'eutrophisation (Sundarambal et al., 2010) ; (Troost et al., 2013) ; (Djambazov and Pericleous, 2015) ; (Dulière et al., 2016).

A l'échelle des mers épicontinentales européennes, (Druon et al., 2004) ont essayé d'établir un indice quantitatif de risque d'eutrophisation. (Cosme et al., 2015) ont appliqué la méthodologie ACV ("Analyse du Cycle de Vie") à l'eutrophisation pour comparer la sensibilité de divers écosystèmes marins à l'eutrophisation en calculant leur facteur d'exposition

6.6.5.5. Modèles hydrodynamiques utilisés

Certains auteurs se passent de modèle hydrodynamique : (Doi and Nitta, 1991) ; (Gowen et al., 1992) ; (Melesse et al., 2008) ; (Barausse et al., 2009) ; (Laukkanen et al., 2009) ; (Chang et al., 2012) ; (Driscoll et al., 2012) ; (Tamvakis et al., 2012) ; (Spatharis and Tsirtsis, 2013) ; (Sturdivant et al., 2013) ; (Luang et al., 2014) ; (Muller and Muller, 2015).

Plusieurs, y compris récemment, se contentent d'un modèle 0D (Smith and Hollibaugh, 1989) ; (Li et al., 2008) ; (Edwards et al., 2003) ; (Fennel, 2010) ; (Liu and Scavia, 2010) ; (Liu et al., 2010) ; (Qiao et al., 2014), parfois bicouche (Fennel, 1995) ; (Carlsson et al., 1999) ; (Koriyama et al., 2011), tricouche (Powley et al., 2014) ou répliqué plusieurs fois si nécessaire. (Cosme et al., 2015) utilisent ainsi la nomenclature des 66 Grands Ecosystèmes Marins et 5 zones climatiques latitudinales pour définir autant de modèles 0D ; (Fulford et al., 2007) découpent la baie de Chesapeake en 36 tronçons indépendants. (Ahlvik et al., 2014) découpent la Mer Baltique en 7 sous-bassins. (Obenour et al., 2015) découpent le Golfe du Mexique en 2 boîtes bicouches adjacentes, est et ouest.

Des modèles 1D soit verticaux soit horizontaux ont été utilisés : modèle 1DH de rivière bicouche type Streeter-Phelps pour le Mississippi/Golfe du Mexique et la Susquehanna River/baie de Chesapeake (Liu and Scavia, 2010) ; (Evans and Scavia, 2011) ; modèle 1DH de type réseau fluvial (McEwan et al., 1998) ; modèle à 2 boîtes d'eau empilées sur une boîte de sédiment (Tett and Walne, 1995) ; suite de trois boîtes interconnectées pour représenter la Manche orientale et la baie sud de la Mer du Nord (Lancelot et al., 2005) ; (Lancelot et al., 2007) ; (Lancelot et al., 2009) ; (Lancelot et al., 2011) ; (Gypens et al., 2007) ; (Gypens et al., 2009) ; (Passy et al., 2013), modèles 1DV finement découpés de (Kishi and Ikeda, 1986) ; (Slomp et al., 1996) ; (Yakushev and Neretin, 1997) ; (Carlsson et al., 1999) ; (Savchuk and Wulff, 1999) ; (Oguz et al., 2000) ; (Yakushev et al., 2007) ; (Gregoire et al., 2008) ; (Soetaert and Middelburg, 2009) ; (Gregoire and Soetaert, 2010) ; (Yekta and Rahm, 2011). (Lancelot et al., 2002) ont utilisé un modèle 1D vertical pour représenter les frontières en mer ouverte d'un modèle en boîtes pour la partie Nord-Ouest de la mer Noire.

Les modèles 2D à mailles régulières ont été finalement assez peu utilisés. (Legovic, 1997) avait simplement utilisé un champ de courants moyens 2D interpolé à partir de mesures. (Kishi and Ikeda, 1986) ont utilisé des modèles 2DV et 2DH-bicouche, (Kasih and Kitada, 2004) un modèle 2DV, (Dippner, 1993) un modèle 2DH spectral, (Baretta et al., 1994), (vandenBerg et al., 1996a) et (vandenBerg et al., 1996b) un modèle 2DH en différences finies. On peut y rattacher les systèmes multi-compartmentaux mono- ou bicouches : (BIERMAN et al., 1994) dans le Golfe du Mexique ; (Baretta et al., 1994) partant en Mer du Nord des boîtes ICES en mode bicouche, puis comparant ce découpage grossier avec un découpage à 130 boîtes (Baretta-Bekker et al., 1997), réutilisé par (Patsch and Radach, 1997) ; (Savchuk and Wulff, 2007) puis (Savchuk and Wulff, 2009) découpant la Mer Baltique en 7 grandes boîtes, dont seule la boîte centrale est bi-couche, (LePape and Menesguen, 1997) en rade de Brest, (Guillaud and Menesguen, 1998) puis (Guillaud et al., 2000) en baie de Seine, (Chapelle et al., 1994) en baie de Vilaine, (Nobre et al., 2005) dans la Ria Formosa, (Murray and Parslow, 1999) à Port Phillip en Australie. Préfigurant les modèles 3D, on peut citer le découpage de la baie d'Hiroshima en 10 boîtes, chacune

comportant 4 couches sur la verticale, par (Mukai et al., 1985), ainsi que le découpage du Golfe de Finlande en 24 boîtes par (Savchuk and Wulff, 1999). Les flux inter-boîtes sont déduits de mesures régulières de salinité dans les boîtes ou calculés par un modèle 3D disponible.

Les vrais modèles 3D peuvent être à mailles rectangulaires et à coordonnées σ : (Gregoire and Lacroix, 2001) en Mer Noire ; (Neumann et al., 2002) ; (Neumann and Schernewski, 2008) et (Lessin et al., 2014) en Mer Baltique ; (Tuchkovenko and Lonin, 2003) en Colombie ; (Lacroix et al., 2007) ; (Allen et al., 2008) ; (Lancelot et al., 2014) ; (Picart et al., 2015) en Mer du Nord ; (Cugier et al., 2005) et (Passy et al., 2016) en baie de Seine ; (Penard et al., 2007) en Bretagne). D'autres auteurs utilisent des coordonnées z : (YANAGI et al., 1995) ; (Druon et al., 2004) en Adriatique et Mer du Nord ; (Sohma et al., 2004) au Japon ; (Helminen et al., 1998) ; (Korpinen et al., 2004) ; (Eilola et al., 2009) ; (Eilola et al., 2012) ; (Eilola et al., 2014) ; (Wan et al., 2012) et (Meier et al., 2012) ; (Lehmann et al., 2014) ; (Almroth-Rosell et al., 2015) ; (Janssen et al., 2015) ; (Ryabchenko et al., 2016) en Mer Baltique, (Karim et al., 2002) ; (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2003b) en baie japonaise de Hakata, (Sugimoto et al., 2010) en baie japonaise d'Ise, (Wild-Allen et al., 2010) en Tasmanie et (Machado and Imberger, 2014) sur la côte ouest de l'Australie, avec parfois une résolution variable sur la verticale (Neumann and Schemewski, 2005). Certains modèles utilisent plusieurs grilles imbriquées de différentes résolutions horizontales : (Edelvang et al., 2005) pour les eaux danoises. Certains modèles 3D sont curvilinéaires ; en Mer du Nord : (de Vries et al., 1998) ; (Los et al., 2014) ; (Troost et al., 2013) ; (Troost et al., 2014) ; dans la baie coréenne de Kwang-Yang : (Park et al., 2005) ; à Tolo Harbour/Hong Kong : (Chau, 2007) ; dans le Golfe du Mexique : (Chen et al., 1997) ; (Hetland and DiMarco, 2008) ou dans la baie de Chesapeake. Dans ce site, ils ont été utilisés soit pour générer des flux résiduels de marée entre ~ 4000 compartiments (Cercio and Cole, 1993) ; (Cercio, 1995) ; (Cercio et al., 2010), soit directement avec une maille de 1km de côté et des couches d'épaisseur 1,5 m en coordonnées z ((Cercio and Noel, 2013) ; (Townsend, 2014)) ou en coordonnées σ (Testa et al., 2014). Dans certains travaux, plusieurs modèles, pas uniquement 3D, ont été utilisés pour comparer les résultats (Baretta et al., 1994) ou bien les combiner (Eilola et al., 2011) ou encore pour réaliser des simulations d'ensemble ((Almroth and Skogen, 2010), (Eilola et al., 2011) ; (Meier et al., 2011) ; (Skogen et al., 2014)).

Le Golfe du Mexique, qui est la plus grande zone anoxique du monde et a donc suscité de très nombreuses études depuis les années 80, est un bon exemple de l'évolution des outils utilisés pour la modélisation de l'eutrophisation créée par les apports terrigènes de nutriments. Jusqu'au début des années 2000, les scientifiques américains ont beaucoup utilisé des modèles statistiques pour préciser le lien entre apports fluviaux annuels et intensité de l'hypoxie sous-marine, dont le coefficient de corrélation est environ 0.75 (Justic et al., 2002) ; (Scavia et al., 2003) ; (Turner et al., 2005). Mais, dès 1994, (BIERMAN et al., 1994) avaient mis en place un modèle déterministe multiboîtes, dont les 7 côtières étaient monocouches, les 7 hauturières étaient bi-couches. En 1997, (Chen et al., 1997) ont proposé une modélisation déterministe 3D de l'écosystème pélagique du Golfe du Mexique. Pourtant des modèles plus simples (1DV à 2 compartiments de Justic et al., 2002 et 2003 ; 1DH de (Scavia et al., 2003)) ont réapparu. Récemment, (Hetland and DiMarco, 2008), (Wan et al., 2012) ont repris des modèles 3D pour mieux comprendre la physique des panaches de dilution du Mississippi et de l'Atchafalaya : alors que les premiers ont adopté une formulation très simplifiée de la respiration dans la colonne d'eau et le benthos, sans production photosynthétique d'oxygène dissous, dans le but d'évaluer chaque année la zone très stratifiée, donc à fort risque hypoxique, les seconds n'ont simulé aucune variable biogéochimique. Apparemment seuls depuis (Chen et al., 1997) , (Feist et al., 2016) ont appliqué un modèle 3D à 20 couches sigma en le couplant à un vrai modèle biogéochimique.

Le compartiment sédimentaire benthique est parfois pris en compte, soit sous la forme d'une seule couche (Los et al., 2014) ; (Troost et al., 2013) ; (Troost et al., 2014), soit par deux couches superposées d'épaisseur fixée, une oxygène et une anoxique (Testa et al., 2014), soit par un empilement de couches

finies à travers lesquelles circule l'eau interstitielle (Slomp et al., 1996) ; (Sohma et al., 2004) ; (Morse and Eldridge, 2007) ; (Yekta and Rahm, 2011). Dans leur revue des modèles d'hypoxie, (Pena et al., 2010) rappellent que l'équation de diffusion verticale utilisée dans le sédiment ne peut rendre compte que d'une moitié environ des flux réels, l'autre moitié étant due à la convection (bio-irrigation) créée par la bioturbation et pour l'instant mal formulée par un terme proportionnel à la différence de concentration en oxygène dans l'eau surnageante et l'eau interstitielle.

6.6.5.6. Modèles biogéochimiques utilisés

Certains auteurs se passent de véritable modèle biogéochimique (Smith and Hollibaugh, 1989) ; (Legovic, 1997) ; (Helminen et al., 1998) ; (Druon et al., 2004) ; (Penard et al., 2007) ; (Wan et al., 2012) ; (Chang et al., 2012) ; (Spatharis and Tsirtsis, 2013), ou ne font appel qu'aux séries de mesures de leurs variables d'état de base, sans expliciter les processus dans un système d'équations différentielles : c'est le cas des modèles purement statistiques (Tamvakis et al., 2012) ou à base de réseaux de neurones (Melesse et al., 2008) ; (Muller and Muller, 2015), mais un cas hybride a été fourni par (YANAGI et al., 1995), qui ont alimenté un modèle déterministe de la croissance du dinoflagellé ichtyotoxique *Karenia mikimotoi* avec des cartographies de nutriments azotés interpolées à partir d'un réseau de stations en mer intérieure de Seto (Japon). Quelques auteurs se contentent de formuler uniquement la respiration pélagique et benthique, en fonction de T, S et [O₂] (Hetland and DiMarco, 2008) ; (Koriyama et al., 2011) et en fonction de la production primaire algale estimée par une régression statistique fonction des flux de nitrate terrigènes (pour le Golfe du Mexique, usage du flux du Mississippi le mois précédent : (Justic et al., 2002) ; pour la baie de Chesapeake, usage du flux du fleuve Susquehanna : (Liu and Scavia, 2010). (Bergstrom et al., 2013) ont combiné trois techniques de modélisation fondamentalement différentes : l'entropie maximale, un modèle additif généralisé et la technique de « forêt aléatoire ». (Carlsson et al., 1999) ont combiné des régressions statistiques avec des interactions dynamiques pour calculer la concentration et la consommation en oxygène en Mer Baltique. Certains auteurs ont développé des modèles conceptuels (Berger et al., 2004) ; (Driscoll et al., 2012) ou des modèles dynamiques de bilan de matière (Dimberg and Bryhn, 2014). Dans leur modèle à but d'optimisation économique, (Laukkanen et al., 2009) se contentent d'utiliser les flux de phosphate issus du sédiment calculés par un modèle écologique 3D de la Mer Baltique.

De même, les modèles orientés vers la gestion des ressources halieutiques peuvent se suffire d'un modèle prédateur-proie simple : biomasses phytoplanctonique, zooplanctonique et macrobenthique (Sturdivant et al., 2013), classes de tailles de phytoplancton et filtreurs (Fulford et al., 2007), réseau trophique pélagique avec gélatineux (Gregoire et al., 2008) ; (Luang et al., 2014), modèle de type NPZD incluant les poissons (Fennel, 2010), réseau trophique d'espèces exploitées, exprimé en équivalent phosphore, et imposant des valeurs de phosphate, P détritique et P benthique fixes (modèle Andersen et Ursin, 1977 repris par (Doi and Nitta, 1991)). Plusieurs auteurs ont fait appel au modèle de réseau trophique à l'état stable ECOPATH, soit utilisé seul, par exemple avec 2 stocks détritiques et 32 groupes trophiques (1 algue benthique, 4 planctons, 11 invertébrés, 14 poissons, 1 cétacé, 1oiseau) et soumis à 6 pêcheries (Barausse et al., 2009), soit forcé par les sorties d'un modèle biogéochimique 3D, par exemple avec 3 stocks détritiques et 31 groupes trophiques (4 végétaux, 9 consommateurs planctoniques, 5 benthiques et 13 nectoniques) (Cerco et al., 2010). Pour les variables en commun entre le modèle biogéochimique et le modèle de réseau trophique détaillé ECOPATH-ECOSIM, la simulation sur une même décennie montre des valeurs comparables, sauf pour la végétation benthique fixée et le zooplancton, beaucoup plus variables dans la simulation ECOPATH-ECOSIM notamment par le fait que la turbidité (et donc la limitation de la croissance végétale au fond) fluctue selon les débits des fleuves dans le modèle biogéochimique, mais pas dans ECOPATH-ECOSIM (Townsend, 2014). Du fait que la fermeture du modèle biogéochimique s'effectue à un plus bas niveau trophique que celle du

modèle détaillé de réseau trophique, des réductions d'apports nutritifs ont beaucoup moins d'effet sur ces niveaux trophiques moyens dans le modèle détaillé de réseau trophique que dans le modèle biogéochimique.

En ce qui concerne les modèles biogéochimiques proprement dits, leur niveau de complexité est très variable. Ainsi, parfois, la biogéochimie s'est limitée à un modèle type "qualité d'eau" avec DBO et oxygène dissous (Carlsson et al., 1999) ; (Liu and Scavia, 2010) ; (Liu et al., 2010) ; (Evans and Scavia, 2011). (Lehmann et al., 2014) ont simplement considéré dans leurs bilan d'oxygène la réaération physique en surface et les consommations d'oxygène dans la colonne d'eau par dégradation de la production primaire et respiration de la macrofaune et de la flore bactérienne benthiques. Mais en général, la plupart des auteurs simulent le cycle naturel d'un ou plusieurs éléments potentiellement limitants pour la production primaire. Ce peut être le cycle de N seul : (Gowen et al., 1992) ; (Fennel, 1995) ; (Tett and Walne, 1995) ; (Guillaud and Menesguen, 1998) ; (Edwards et al., 2003) ; (Nobre et al., 2005) ; (Sugimoto et al., 2010) ; (Machado and Imberger, 2014) ; il peut être complété de l'oxygène et du soufre, voire du manganèse, car N est l'élément limitant à cause de la dénitrification située en zone anoxique de fond : (Oguz et al., 2000) ; (Gregoire and Lacroix, 2001). (Sugimoto et al., 2010) ont rajouté au cycle de N celui du $\delta^{15}\text{N}$. C'est très rarement le cycle de P seul : (Kishi and Ikeda, 1986) ; (Dippner, 1993) ou du cycle de C seul (Mukai et al., 1985). Rarement sont couplés les cycles de N et C : récemment, (Cosme et al., 2015) ont ainsi imposé, d'après des données, la production primaire et le taux de grazing zooplanctonique, mais ont simulé 4 voies d'exportation de la production primaire vers le fond (chute du phytoplancton non-consommé, des pelotes fécales du zooplancton, du zooplancton mort et entraînement actif par les migrations du zooplancton) pour le calcul de taux d'implication de l'azote dans les compartiments de l'écosystème, de taux de conversion en hypoxie et de taux d'impact sur les diverses espèces. (Obenour et al., 2015) considèrent seulement 3 variables d'état biogéochimiques liées entre elles : l'azote inorganique dissous, le carbone particulaire et l'oxygène dissous. Au contraire, dans leur modèle générique de colonne eau+sédiment, (Soetaert and Middelburg, 2009) ont détaillé les cycles de N et C, en les associant à l'oxygène et aux réducteurs. Très souvent, les modèles considèrent plusieurs cycles d'éléments chimiques potentiellement limitants : N et Si (LePape and Menesguen, 1997) ou N,C et Si (Gregoire et al., 2008) ; (Gregoire and Soetaert, 2010), plus souvent N et P (Kishi and Ikeda, 1986) ; (Savchuk and Wulff, 1999) ; (Korpinen et al., 2004) ; (Qiao et al., 2014) ; (Edelvang et al., 2005) ; (Neumann and Schemewski, 2005) ; (Wild-Allen et al., 2010), avec oxygène (BIERMAN et al., 1994) ; (McEwan et al., 1998) ; (Guillaud et al., 2000) ; (Karim et al., 2002) ; (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2003b) ; (Tuchkovenko and Lonin, 2003) ; (Chau, 2007) ; (Neumann and Schernewski, 2008) ; (Eilola et al., 2012) ; (Meier et al., 2012) ; (Wan et al., 2012) ; (Troost et al., 2013) ; (Troost et al., 2014) ; (Lessin et al., 2014) ; (Almroth-Rosell et al., 2015) ; (Janssen et al., 2015), voire N, P et Si (Baretta et al., 1994) ; (vandenBerg et al., 1996a) ; (Baretta-Bekker et al., 1997) ; (Patsch and Radach, 1997) ; (de Vries et al., 1998) ; (Kasih and Kitada, 2004) ; (Cugier et al., 2005) ; (Li et al., 2008) ; (Lacroix et al., 2007) ; (Lancelot et al., 2005) ; (Lancelot et al., 2007) ; (Lancelot et al., 2009) ; (Savchuk and Wulff, 2009) ; (Lancelot et al., 2011) ; (Lancelot et al., 2014) ; (Gypens et al., 2007) ; (Gypens et al., 2009) ; (Passy et al., 2013) ; (Ryabchenko et al., 2016) ; (Passy et al., 2016), avec dénitrification (Murray and Parslow, 1999) ; (Powley et al., 2014) et P adsorbé (Chapelle et al., 1994), avec éventuellement en plus le gaz à effet de serre DMS (vandenBerg et al., 1996b), ou des cyanobactéries (Eilola et al., 2009), des algues benthiques (Murray and Parslow, 1999), du zooplancton gélatineux (Lancelot et al., 2002), voire des invertébrés suspensivores et dépositivores dans le modèle CE-QUAL-ICM de (Cerco and Cole, 1993) et de (Park et al., 2005) ; (Sohma et al., 2004). On trouve même des modèles simulant en parallèle N, P, Si et C plus l'oxygène (Allen et al., 2008) ; (Picart et al., 2015) ; (Feist et al., 2016). Dans les sites où l'anoxie peut se manifester dans la colonne d'eau, peut s'y ajouter la simulation explicite des formes du fer, du manganèse et du soufre (Yakushev et al., 2007) ; (Testa et al., 2014).

Depuis le début de la modélisation de l'eutrophisation marine (Baretta et al., 1994), certains travaux ont couplé le modèle biogéochimique de la colonne d'eau avec un modèle biogéochimique dans les sédiments. En ce qui concerne le bilan d'oxygène, (Cerco and Cole, 1993), (Cerco et al., 2010), (Benoit et al., 2006) ne considèrent que l'oxydation de la matière organique détritique alors que d'autres y ajoutent l'oxydation des solutés réduits (Fe^{2+} , Mn^{2+} , HS^-) remontant des couches profondes anoxiques, soit rassemblés dans la variable d'état globale Oxygen Demand Unit ODU (Sohma et al., 2004) ; (Soetaert and Middelburg, 2009) ; (Testa et al., 2014), soit simulés chacun explicitement, ce qui multiplie le nombre de paramètres et de conditions aux limites à renseigner (Slomp et al., 1996) ; (Morse and Eldridge, 2007) ; (Yekta and Rahm, 2011).

Assez peu de modèles utilisent un forçage par un modèle de bassins versants : Watershed Model pour la baie de Chesapeake avec 2000 polygones (Cerco and Noel, 2013) ; (Townsend, 2014) ; modèle Riverstraler pour les bassins de la Seine et de l'Escaut débouchant en baie de Seine (Cugier et al., 2005) ; (Passy et al., 2016) ou en Manche orientale et baie sud de la Mer du Nord (Lancelot et al., 2005) (Lancelot et al., 2009) ; (Lancelot et al., 2011) ; (Lancelot et al., 2014) ; (Gypens et al., 2009) ; (Passy et al., 2013) ; modèle de bassins versants combinant des données écologiques et économiques pour la Mer Baltique (Ahlvik et al., 2014) et pour la Manche orientale et la baie sud de la Mer du Nord (Lancelot et al., 2011).

L'approche bayésienne permet, dans le cas de modèles très simples de type qualité d'eau et d'une abondante quantité de mesures, d'estimer des intervalles de confiance autour de paramètres mal connus des modèles par prise en compte des données mesurées. (Stow and Scavia, 2009), puis (Liu and Scavia, 2010) ont estimé ainsi des paramètres du modèle de Streeter-Phelps ainsi qu'un taux annuel de conversion entre l'apport fluvial d'azote total et la biomasse phytoplanctonique en baie de Chesapeake. (Obenour et al., 2015) ont calibré par technique bayésienne 7 paramètres de leur modèle azote inorganique/matière organique/oxygène dissous, passant pour 4 d'entre eux d'une distribution de probabilités a priori totalement inconnue (i.e. uniforme) à une distribution très resserrée autour d'un mode.

A signaler le couplage encore rare d'un module orienté-individu pour simuler le déplacement de poissons dans la grille 3D en orientant le poisson vers le voisinage offrant la meilleure qualité écophysologique (température et oxygène dissous) (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2003b).

Comme pour les modèles hydrodynamiques, certains travaux utilisent plusieurs modèles biogéochimiques différents pour en comparer les résultats (Baretta et al., 1994), les combiner (Eilola et al., 2011) ou réaliser des simulations d'ensemble (Almroth and Skogen, 2010) ; (Eilola et al., 2011) ; (Meier et al., 2011) ; (Skogen et al., 2014).

6.6.5.7. Principaux résultats

Des phénomènes d'hypoxie quasi-permanents des eaux de fond ont toujours existé naturellement dans certaines mers enclavées et séparées de l'océan par un seuil élevé (Mer Baltique, Mer Noire, bassin de Cariaco au nord du Vénézuéla, certains fjords...). De même, il existe dans l'océan des couches semi-profondes (entre 100 et 1000m) naturellement pauvres en oxygène dissous (Pena et al., 2010), pouvant remonter de façon plus sporadique jusqu'en surface, et situées à proximité de zones océaniques fertilisées naturellement par des remontées d'eau profonde riche en nutriments (upwelling) ; en Atlantique sud-est, c'est le cas du Benguela septentrional, au large de la Namibie. Dans les eaux côtières sous influence fluviale, par contre, c'est l'enrichissement anthropique qui a amplifié et multiplié les événements hypoxiques. (Pena et al., 2010) recensent dans le monde 8 principales zones où une

modélisation de l'hypoxie a été menée : Golfe du Mexique, baie de Chesapeake, Golfe du St.Laurent, bassin de Cariaco, Mer Baltique, Mer Noire, Golfe Arabe, baie de Tokyo.

Dans le Golfe du Mexique, tant l'analyse statistique des mesures que les modèles ont lié aux apports croissants d'azote par le fleuve l'apparition au début des années 70, puis l'extension de la zone eutrophisée et hypoxique du panache du Mississippi (Justic et al., 2002) ; (Scavia et al., 2003). Cette zone hypoxique (en dessous de 2 mg/L O₂) couvre environ 22 000 km² (soit la superficie de 4 départements français moyens) de mars à octobre, mais rapetisse les années sèches (comme 1988) et s'étend les années humides (comme 1993) (Justic et al., 2007). La sensibilité de l'écosystème à un même apport azoté a doublé entre 1980 et 2010 : selon le modèle type Streeter-Phelps, la surface de la zone hypoxique varierait approximativement de façon michaelienne en fonction des apports azotés, mais durant ces 30 ans, le seuil de début d'hypoxie aurait été divisé par 2 (1500 M.T/jour au lieu de 3000), la constante de demi-saturation aussi, tandis que la surface maximale hypoxiable aurait augmenté de près de 50% (Evans and Scavia, 2011). Mais sur la période 1985-2010, cette aggravation de l'hypoxie à la fin du 20^{ème} siècle est contestée par (Obenour et al., 2015) sur la base de leur modèle simple azote/biomasse/oxygène. (Feist et al., 2016) retrouvent bien dans leur simulation des années 2003 à 2007 la bonne corrélation entre les apports fluviaux d'azote et la superficie de la zone marine anoxique, mais montrent que les apports aux limites marines ouest et est du modèle peuvent moduler l'intensité de ce lien. Ceci complique la prévision des apports à ne pas dépasser pour les années futures, d'autant plus que le réchauffement climatique diminuera l'oxygène physiquement soluble dans l'eau de mer tout en renforçant la stratification thermique (Pena et al., 2010). (Scavia et al., 2003) et (Justic et al., 2007) insistent sur la nécessité d'évaluer sur de longues périodes les effets de scénarios de réduction d'apports azotés, de façon à lisser l'importante variabilité inter-annuelle. En 2003, (Justic et al., 2003) avaient validé leur modèle OD bicouche sur 45 ans passés, puis avaient montré que les 30% de réduction des apports d'azote prévus par le Plan d'Action pourraient diminuer la fréquence d'hypoxie de 37%, mais que ce résultat serait annihilé si parallèlement, pour des raisons climatiques, le débit du Mississippi venait à augmenter de 20%. En 2007, (Justic et al., 2007) ont réaffirmé que 30% de réduction des apports d'azote ne suffiraient pas à ramener en 2015 l'anoxie estivale à moins de 5000 km² : il faudrait abaisser de 40 à 45% les apports terrigènes d'azote pour obtenir un tel résultat significatif. Plus tard, (Liu et al., 2010) ont poussé ce taux de réduction nécessaire à 70%, de même que (Feist et al., 2016). Le sédiment surchargé en matière organique peut également constituer une mémoire longue de l'écosystème, dont l'état stable n'est atteint sous forçage stable qu'au bout de plusieurs décennies (Pena et al., 2010). (Obenour et al., 2015) en déduisent que si la demande benthique en oxygène ne diminuait pas dans le futur, il faudrait réduire les apports azotés de plus de 80% pour atteindre les objectifs prévus, alors que si cette demande benthique décroît parallèlement aux apports, il suffira de réduire ces apports de 45%. La capacité bioturbatrice de l'endofaune qui se ré-installe, quelques centimètres en-dessous de l'interface eau-sédiment, entre les épisodes très hypoxiques reste très mal connue (Morse and Eldridge, 2007). Si la respiration des bactéries reminéralisatrices et du phytoplancton privé de lumière constitue pour la plupart des auteurs la première cause de diminution de l'oxygène dissous, la part de la demande en oxygène du sédiment dans l'hypoxie des eaux de fond semble dépendre des sites : alors qu'elle semble non-prépondérante en baie de Vilaine (Chapelle et al., 1994), elle pourrait représenter entre 22% et 30% dans le Golfe du Mexique (BIERMAN et al., 1994). Sur ce site, (Hetland and DiMarco, 2008) ont montré plus précisément que la partie Est, plus profonde et sous l'influence du panache du Mississippi fortement stratifié, subissait une hypoxie majoritairement causée par la respiration dans la colonne d'eau, alors que la partie Ouest, peu profonde et sous l'influence du panache de l'Atchafalaya plus mélangé sur la verticale, subissait une hypoxie d'origine benthique. (Obenour et al., 2015) retrouvent cette sensibilité plus grande de la partie Est aux anomalies interannuelles de débit, donc de stratification. La prévision des effets du changement climatique sur l'hypoxie du Golfe du Mexique

s'avère très incertaine, dans la mesure où les modèles fluviaux prévoient des variations du débit du Mississippi allant de -30% à +40% (Justic et al., 2007).

La baie de Chesapeake (côte est des USA) a régulièrement montré, dans les chenaux occupant le centre des estuaires adjacents, des anoxies étendues des eaux de fond au cours de la décennie 70, qui ont ensuite partiellement régressé en raison d'une diminution des débits d'eau douce, donc de la stratification haline dans la baie (Cercio and Cole, 1993). A stratification égale, toutefois, la décennie 60 montrait un volume anoxique inférieur à celui de la décennie 80, car les apports terrigènes d'azote étaient beaucoup plus faibles. La concentration des fleuves en nitrate a en effet augmenté jusqu'à la fin des années 80, pour culminer durant les années 90 et commencer à redescendre ensuite ; celle en phosphate a décliné fortement entre 1993 et 2002. L'étude des liens statistiques par régions montre que la biomasse phytoplanctonique est contrôlée plutôt par la turbidité dans les estuaires, par le phosphore en milieu de baie, et par l'azote vers la limite océanique (Cercio and Noel, 2013). Un récent modèle 3D (Testa et al., 2014) retrouve bien cette zonation des limitations, mais montre aussi que si le phosphore peut être limitant au printemps, c'est bien l'azote qui contrôle la production phytoplanctonique estivale de la partie la plus marine, et donc l'acuité de l'hypoxie. Celle-ci répond non-linéairement à la modification des apports azotés, selon une courbe logistique. (Stow and Scavia, 2009), (Liu and Scavia, 2010) puis (Liu et al., 2011) ont trouvé par estimation bayésienne une baisse de la conversion azote->chlorophylle de 1950 à 1980, puis sa ré-augmentation à partir de 1980, et en ont déduit que les 35% de réduction d'apports azotés prévus par la loi en se basant sur l'évolution d'avant 1980 ne suffiraient pas à rabaisser le volume hypoxique au-dessous de 3 km³ si le taux de conversion continuait sa remontée amorcée en 1980. La comparaison (Cercio et al., 2010) d'un modèle biogéochimique 3D dynamique de la zone centrale de la baie de Chesapeake avec son équivalent linéaire 0D et à l'état stable (ECOPATH) a révélé la différence d'approche des compartiments benthiques : alors qu'il n'est qu'un compartiment d'accumulation final de détritus dans le modèle 3D, le sédiment recycle ses constituants efficacement dans ECOPATH. Une augmentation imposée du broutage par un poisson planctonophage exploité (alose appelée menhaden de l'Atlantique) a permis de voir que cela baisserait la biomasse chlorophyllienne mais accélérerait la reminéralisation de l'azote et du phosphore, d'où une production primaire accrue et l'augmentation nette des détritus, donc une diminution de l'éclairement au fond et de la biomasse algale benthique. Dans le cas d'eutrophisation à phytoplancton, l'efficace diminution du phytoplancton et le faible impact sur le réseau trophique supérieur pourraient donc désigner l'augmentation du stock de poissons planctonophages comme une alternative économiquement positive à la réduction, souvent coûteuse, des apports de nutriments par les bassins versants. Par ailleurs, (Townsend, 2014) prévoit que diminuer de 40% la concentration en azote minéral dissous de tous les tributaires de la baie de Chesapeake induirait une baisse du stock de certains poissons exploités (bar rayé, menhaden de l'Atlantique). Dans le même ordre d'idées, la division par un facteur 100 des populations naturelles d'huîtres *Crassostrea virginica* de la baie de Chesapeake, causée depuis 1870 par leur surexploitation et la dégradation de leur biotope par l'eutrophisation et l'envasement, a conduit à penser que le contrôle qu'elles exerçaient autrefois sur le phytoplancton s'était extrêmement réduit. Restaurer des populations d'huîtres pour mieux juguler l'eutrophisation a donc été proposé, mais la simulation effectuée par (Fulford et al., 2007) a montré que la capacité de filtration des huîtres, maximale en été, n'éliminerait pas le nanoplancton inférieur à 2 µ qui représente 20% du phytoplancton estival. Même en revenant aux populations d'huîtres du 19^{ème} siècle, on ne diminuerait le phytoplancton que dans les estuaires tributaires, mais pas dans le chenal central de la baie, car les stocks d'huîtres consommeraient quotidiennement moins de 2% de la biomasse phytoplanctonique alors que celle-ci peut s'accroître quotidiennement de 35% en été. Le modèle à multiples compartiments isolés de (Fulford et al., 2007) néglige toutefois l'advection entre compartiments et le passage alternatif d'une masse d'eau devant les huîtres créé par la marée. L'anoxie des fonds de la baie de Chesapeake a aussi été invoquée comme cause du développement important des gélatineux : (Kolesar, 2006) a montré dans un modèle de réseau

trophique pélagique que les hypoxies favorisaient les cténophores et augmentaient leur pression de prédation sur les larves de poissons, plus demandeuses en oxygène. Après avoir ajusté sur des mesures de biomasse benthique et d'oxygène dissous une courbe sigmoïde dont ils ont utilisé la forme pour relier le taux de mortalité benthique à l'oxygène dissous, (Sturdivant et al., 2013) ont testé l'effet de diverses durées d'hypoxie sur la biomasse benthique et zooplanctonique ; mais la validité de leurs résultats est très douteuse du fait qu'ils ne représentent pas le cycle de vie du benthos : la biomasse de leur seule variable benthique est autorisée à recroître à partir d'une valeur très faible (causée par une anoxie précédente) dès que le milieu redevient normoxique, alors que dans la réalité, il faut attendre une nouvelle génération ou une immigration pour reconstituer la biomasse.

Pour la Mer Baltique, dont une partie est saumâtre, (Savchuk and Wulff, 2007) puis (Savchuk and Wulff, 2009) montrent qu'au début du 20^{ème} siècle, le phosphore était plus limitant, la production de matière organique plus faible engendrait moins de dépôt anoxiques, donc moins de relargage benthique de phosphore adsorbé et moins de dénitrification, donc un rapport N/P plus élevé qu'aujourd'hui. Ils montrent aussi qu'en raison de la matière organique accumulée, le retour à une bonne oxygénation de l'eau de fond (et son retour à de faibles teneurs en phosphate accompagnées de plus fortes teneurs en nitrate) pourrait prendre plus d'un siècle après l'arrêt des apports de nutriments. (Eilola et al., 2009) confirment dans leur simulation de 30 ans (1969-1998) que les blooms spectaculaires de cyanobactéries sont liés à l'excès de phosphate par rapport à l'azote dans les eaux de surface hivernales, amplifié par le relargage de phosphate et la dénitrification des fonds anoxiques, devenus plus importants depuis les années 70. De 1975 à 1990, leur modèle estime que l'accroissement du stock de phosphate en Mer Baltique a été causé pour les 2/3 par les apports terrigènes et pour 1/3 par le relargage benthique, amplifié par la plus forte anoxie. En ce qui concerne l'azote, (Neumann and Schernewski, 2008) ne parviennent pas à simuler l'important enrichissement des années 70, mais obtiennent ensuite la réduction observée lors de la baisse des apports terrigènes dans les années 90 ; ils montrent que la fixation d'azote gazeux fluctue avec l'indice NAO, en raison des régimes de vents qui lui sont liés et qui provoquent plus ou moins d'upwelling. En moyenne sur 30 ans, les fonds anoxiques auraient couvert 24 000 km² (soit la superficie de 4 départements français moyens), tandis que ceux qui sont en hypoxie sévère couvriraient une surface triple. (Lehmann et al., 2014) ont retrouvé ces résultats en ne prenant en compte, pour calculer le bilan d'oxygène, que des quantités annuelles issues du modèle biogéochimique complet, et parviennent à simuler des oscillations interannuelles du volume d'eau propice aux larves de morue très similaires à celles déduites des mesures *in situ*. (Eilola et al., 2014) ont utilisé la méthode des traceurs passifs pour suivre le transport du phosphore depuis les couches profondes. Ils ont mis en évidence les zones dans lesquelles le phosphore provenant du fond s'accumule en surface et ils ont estimé que l'apport annuel de phosphore provenant du fond dans les couches productives de surface est du même ordre de grandeur que les apports hydriques à la Mer Baltique tout entière. Ces résultats confirment sur une plus vaste emprise ceux acquis par (Helminen et al., 1998) sur l'archipel séparant le centre de la Mer Baltique du golfe de Bothnie. (Carlsson et al., 1999) ont montré que les variations saisonnières de la concentration en oxygène dans les couches profondes de 20 zones côtières de la Mer Baltique s'expliquaient par les variations des apports organiques et du temps de renouvellement des eaux profondes. Leur modèle permet de prédire la concentration en oxygène la plus basse de l'année et d'identifier les zones côtières dans lesquelles des faibles concentrations en oxygène pourraient apparaître. (Almroth-Rosell et al., 2015) ont introduit dans leur modèle biogéochimique le phosphore inorganique adsorbé ainsi qu'une formulation de la profondeur de pénétration de l'oxygène dans les sédiments, de façon à calculer la dépendance en oxygène des flux de phosphate. Ils ont montré qu'au total, les sédiments de la Mer Baltique ont un rôle de puits pour le phosphore. Selon (Savchuk and Wulff, 1999) et (Neumann et al., 2002), la réduction forte des apports d'azote à la Baltique dans son ensemble pourrait stimuler les blooms de cyanophycées fixatrices d'azote gazeux dissous. (Neumann and Schemewski, 2005) ont analysé l'effet de deux scénarios d'abattement

(50% de réduction de l'azote et du phosphore dans toutes les rivières et un scénario à coût optimisé) en Mer Baltique. Les simulations suggèrent que 50 % de réduction des décharges en azote et en phosphore affectent principalement les eaux côtières et favorisent les blooms de cyanobactéries au centre de la Mer Baltique tandis que le scénario à coût optimisé favorise les blooms de cyanobactéries, potentiellement toxiques, dans la partie nord de la Mer Baltique. Dans la zone côtière d'Helsinki, (Laukkanen et al., 2009) ont évalué par programmation dynamique la meilleure stratégie de réduction des apports au Golfe de Finlande, en tenant compte du relargage de phosphore par le sédiment. Ils concluent que tant que ces relargages benthiques de phosphore restent élevés, il faut abattre massivement les rejets urbains de Saint-Pétersbourg, et compléter par un abattement de 30% pour N et 6% pour P dans les apports d'origine agricole. Ceci rejoint la conclusion de (Savchuk and Wulff, 1999) qui recommandaient spécifiquement pour le Golfe de Finlande de réduire les apports azotés de la Néva. Plusieurs modèles réussissent à correctement simuler l'oxygène dissous dans la colonne d'eau et près des fonds peu profonds, mais peinent à reproduire les anoxies semi-permanentes des fosses (Neumann et al., 2002), notamment en raison d'une trop forte ventilation de la pycnocline après les entrées d'eau atlantique oxygénée par-dessus les seuils (Eilola et al., 2009). Les fluctuations inter-annuelles des teneurs en phosphate au-dessus du fond sont également mal reproduites par les modèles. Le modèle opérationnel danois (Wan et al., 2012) a néanmoins marqué un net progrès dans le réalisme des simulations des nutriments et de l'oxygène dissous. (Janssen et al., 2015) l'ont utilisé pour montrer que même si l'on installait beaucoup d'éoliennes dans le sud de la Mer Baltique, la respiration des volumineux bancs de moules qui se fixeraient sur les embases ne devrait pas aggraver sensiblement l'hypoxie à moyenne distance. (Lessin et al., 2014) a montré que le changement climatique risquait d'étendre l'anoxie de fond dans le Golfe de Finlande, induisant un relargage de phosphate sédimentaire et une baisse de nitrate par dénitrification, conduisant donc à une situation favorisant les cyanobactéries. (Meier et al., 2011), (Meier et al., 2012) ont utilisé plusieurs modèles pour étudier l'impact de l'effet combiné du changement climatique et d'un changement des apports en nutriments issus de l'agriculture et de l'industrie sur la période 1961-2099. Ils ont montré que, dans le cas d'un réchauffement climatique, les zones hypoxiques et anoxiques allaient très probablement augmenter ou, au mieux, diminuer très légèrement dans le cas d'un scénario optimiste de réduction de nutriments. En considérant 4 scénarios climatiques et 4 scénarios d'apports en nutriments, depuis le plus pessimiste ("business as usual") jusqu'à un scénario plus optimiste (plan d'action de la Mer Baltique), ils ont montré que, en maintenant les apports actuels en nutriments, la qualité de l'eau se dégraderait dans le futur et que, pour des réductions modérées en nutriments, en accord avec la législation actuelle, l'effet du changement climatique dominerait l'impact des changements de nutriments. En combinant des scénarios climatiques du GIEC avec des scénarios de réductions de nutriments, (Eilola et al., 2012) puis (Ryabchenko et al., 2016) ont montré que, dans le cas d'un climat plus chaud, le cycle interne des nutriments ainsi que les échanges entre les régions peu profondes et la mer ouverte seraient plus intenses, et que l'élimination interne du phosphore serait plus faible, ce qui augmenterait la superficie de la zone centrale anoxique. Ces effets contrarieraient partiellement les impacts d'une réduction des apports en nutriments selon le Plan d'Action de la Mer Baltique. (Bring et al., 2015) ont utilisé les résultats de scénarios climatiques du GIEC pour évaluer l'effet combiné du changement du ruissellement des eaux (dû au changement climatique) et des réductions prévues de nutriments. Ils ont estimé les décharges en azote et phosphore de 21 bassins versants et ont montré que, selon les pays, les changements du ruissellement des eaux peuvent accroître les apports de nutriments à la mer (ce qui rend les objectifs plus difficiles à atteindre) ou au contraire les réduire (ce qui facilite la réalisation des objectifs). (Ahlvik et al., 2014) ont couplé un modèle écologique marin à un modèle de bassins versants qui combine des données économiques et écologiques dans le but d'analyser les conséquences économiques et écologiques à long-terme d'une réduction des nutriments. Ils ont estimé à 1487 M€ le coût annuel minimal pour atteindre le bon état environnemental selon le Plan d'Action de la Mer Baltique, et ce sur une durée de 40 ans. Ils ont également montré que la solution optimale diffère des

réductions ciblées du Plan d'Action de la Mer Baltique, et se focalise plus sur le contrôle des décharges en phosphore. Dans la région côtière d'Helsinki, sujette à de fréquentes proliférations d'algues vertes filamenteuses, (Korpinen et al., 2004) ont déduit de leur modélisation 3D à 3 maillages emboîtés qu'il valait mieux se concentrer sur la diminution des rejets concentrés de la station d'épuration que sur celle des rejets agricoles diffus, qui se retrouvaient bien dilués avant de sortir de l'estuaire très turbide. En combinant trois techniques de modélisation différentes (entropie maximale, modèle additif généralisé et forêt aléatoire), (Bergstrom et al., 2013) ont estimé l'impact d'une réduction de l'eutrophisation sur la distribution de l'algue brune *Fucus vesiculosus* (qui a décliné rapidement en Mer Baltique durant les dernières décennies en raison des effets indirects de l'eutrophisation) et de la phanérogame *Zostera marina*, ainsi que sur les zones de recrutement des poissons prédateurs (perche *Perca fluviatilis* et sandre *Sander lucioperca*) dans le Nord de la Mer Baltique. En explorant un ensemble de scénarios basés sur le Plan d'Action de la Mer Baltique, ils ont montré qu'une réduction de l'eutrophisation aurait pour effet un accroissement substantiel de la distribution du fucus vésiculeux alors que la zostère marine était non affectée, et un accroissement important des zones de recrutement de la perche et une diminution pour le sandre. En utilisant un modèle conceptuel pour estimer les effets négatifs de l'eutrophisation (augmentation de la turbidité, de la sédimentation, du broutage et présence d'algues filamenteuses) sur les différents stades de vie (attachement, germination et croissance des spores) du fucus vésiculeux, (Berger et al., 2004) ont suggéré de se focaliser sur la survie des premiers stades de la colonisation pour optimiser le potentiel de restauration dans les zones eutrophisées. En utilisant un modèle dynamique de bilan de masse pour évaluer l'effet de différentes actions de réduction de l'eutrophisation à l'échelle de deux baies de la Mer Baltique, (Dimberg and Bryhn, 2014) ont montré que la fixation du phosphore total des sédiments à l'aide d'aluminium ou une diminution des sources locales de phosphore total n'avaient que peu d'effet et que, seule la réduction des concentrations en phosphore total en mer ouverte pouvait résulter en une décroissance significative des concentrations en phosphore total dans les deux baies. Les modèles sont également utilisés comme outil de surveillance de la qualité des eaux. Dans les eaux danoises, (Edelvang et al., 2005) ont associé des programmes de surveillance traditionnels avec des modèles écologiques et des images satellitaires pour la description et la surveillance de la qualité en phytoplancton des eaux côtières. (Fennel, 2010) a utilisé un modèle simple de proie-prédateur auquel il a ajouté les poissons pour tenter d'expliquer les variations du stock de la morue, du hareng et du sprat en lien avec les changements des apports en nutriments sur une période de 40 ans. Sur la période 1963-2003, une augmentation et ensuite un déclin des prises de morue ont été observés. Le stock de sprat a montré une tendance inverse tandis que celui du hareng a été assez stable. Si le modèle reproduit assez bien certaines des caractéristiques observées (taille des stocks et ampleur des changements), ce n'est pas le cas pour les temps de réponse et les phases de variations qui ne sont pas bien reproduites.

En Mer du Nord au sens large, (Tett and Walne, 1995) avaient déjà montré, par un simple modèle à 2 couches surmontant du sédiment, que la bande côtière très enrichie était limitée en lumière par la turbidité, tandis que la zone franchement off-shore se stratifiait thermiquement l'été, privant le phytoplancton de nutriments en été ; finalement, la zone la plus propice à l'eutrophisation (avec le flagellé colonial *Phaeocystis*) se situait entre les deux, sur des fonds de quelques dizaines de mètres, là où la colonne d'eau est alternativement brassée par les vives eaux et faiblement stratifiée en mortes eaux. (vandenBerg et al., 1996a) ont alors montré par un modèle 2D à six types phytoplanctoniques (diatomées et flagellés plutôt nitrophiles ou plutôt phosphatophiles, broutés ou non) que l'augmentation des apports au-delà d'un certain niveau ne profitait plus qu'au phytoplancton non-brouté. Après le bloom printanier de diatomées, la forte limitation par le silicium permet aux flagellés nitrophiles (type *Phaeocystis*) de s'imposer, tandis que les phosphatophiles attendront plutôt l'automne, quand le phosphate sera déjà bien régénéré mais pas encore l'azote. Dans la zone soumise aux panaches des fleuves, l'abondance relative des divers groupes fluctue d'année en année en raison

des flux terrigènes variables. Plus tard, certains modèles ont mis en évidence les changements à long terme des descripteurs d'eutrophisation (nutriments, phytoplancton) en réponse aux changements des apports de nutriments par les rivières (de Vries et al., 1998) ; (Lancelot et al., 2005). A l'aide d'un modèle multi-boîtes appliqué en Manche orientale et en baie sud de la Mer du Nord, (Gypens et al., 2007) ont montré que, sur la période 1989-2003, la variabilité interannuelle des diatomées dépendait des conditions météorologiques et des décharges en nutriments, tandis que celle de *Phaeocystis* était contrôlée principalement par les nutriments. Avec le même modèle MIRO couplé à un modèle de bassins versants, Passy et al. (2013) ont estimé l'impact de scénarios de réduction de nutriments en mer et comparé les résultats aux objectifs d'OSPAR : ceux-ci étaient atteints pour P grâce à l'implémentation des mesures environnementales, tandis que pour N un changement radical des pratiques agricoles devait être envisagé pour atteindre ces objectifs. (Lancelot et al., 2005) ont montré, sur une période de 50 ans (1950-2000), une augmentation de la production de *Phaeocystis* et des diatomées en relation avec l'augmentation de l'apport d'azote et de phosphore par les rivières. Avec le même modèle, (Gypens et al., 2009) ont montré, par le calcul des flux de CO₂ à l'interface air-mer, que la zone côtière belge avait été tour à tour une source (< 1970) ou un puits (> 1970) de CO₂ selon que le niveau d'eutrophisation était faible ou plus élevé. En simulant des résultats de mésocosme, puis les concentrations en N et P observées *in situ* entre 1975 et 1995 dans la zone côtière hollandaise, (de Vries et al., 1998) ont montré que la diminution du phosphore marin causée par la diminution des apports fluviaux n'avait pas eu d'effet sur la production primaire et la biomasse algale, et que c'était l'azote et la lumière qui restaient les facteurs de contrôle. A l'aide de différents modèles et en utilisant les critères d'eutrophisation d'OSPAR, (Lenhart et al., 2010) ont estimé l'impact sur l'état d'eutrophisation en Mer du Nord d'une réduction (50% et 70%) d'azote et de phosphore dans les fleuves. Ils ont montré que la réponse des modèles n'était pas toujours la même pour les différents indicateurs d'eutrophisation, mais que, d'une manière générale, leurs réponses à une diminution des apports fluviaux étaient concordantes, plus importante dans la zone côtière qu'au large et que les diminutions testées pouvaient conduire à un état de 'non problème' d'eutrophisation pour certaines zones. Ils ont également montré que les zones sujettes aux problèmes d'appauvrissement en oxygène pouvaient voir leur état s'améliorer par la réduction des apports de nutriments par les rivières. (Los et al., 2014) ont combiné la méthode des traceurs et une méthode d'optimisation afin de calculer la réduction optimale d'azote dans les différents fleuves pour atteindre le bon état écologique en Mer du Nord. Leur étude a montré que les taux optimums de réduction calculés fleuve par fleuve pouvaient différer fortement de la réduction uniforme appliquée en pratique. Cette méthode pourrait être étendue pour inclure les coûts par bassin versant ou par secteur ou encore à d'autres substances. En ce qui concerne l'espèce nuisible *Phaeocystis* responsable de mousses printanières en Mer du Nord, (Lacroix et al., 2007) ont montré à l'aide d'un modèle 3D de la Manche orientale et de la baie sud de la Mer du Nord qu'une réduction de l'azote des rivières conduirait à une diminution importante de la biomasse de *Phaeocystis* et une augmentation modérée de celle des diatomées tandis qu'une réduction du phosphore aurait pour conséquence une diminution modérée de la biomasse de *Phaeocystis* et importante de celle des diatomées. La combinaison d'une réduction de l'azote et du phosphore entraîne une réduction significative de la biomasse de *Phaeocystis* dans les eaux belges et une diminution de celle de diatomées en zone côtière. (Lancelot et al., 2011) ont quantifié les coûts directs et les performances écologiques de plusieurs scénarios de réduction de nutriments dans les bassins versants pour la Manche et la baie sud de la Mer du Nord. Ils ont montré que les réductions en nutriments obtenues suite à l'implémentation de mesures environnementales réalistes sur le court terme sont coûteuses et ne sont pas suffisantes pour restaurer des conditions équilibrées en nutriments dans les zones côtières ; aussi, un remplacement de l'agriculture conventionnelle par une agriculture biologique pourrait être une option à considérer dans le futur. En comparant les résultats de deux modèles à résolution différente (ERSEM I : multi-boîtes, modèle biogéochimique complexe et MIKE21 : modèle 2D à haute résolution spatiale, dynamique planctonique et benthique simple), (Baretta et al., 1994) ont montré que dans le

but d'estimer l'eutrophisation les deux approches sont complémentaires et devraient être combinées. Plus tard, (Baretta-Bekker et al., 1997) ont ajouté une description détaillée du découplage entre la dynamique du carbone et des nutriments dans le modèle ERSEM II et ils ont augmenté la résolution spatiale (130 boîtes au lieu de 15). Ils ont montré qu'avec ERSEM II, des propriétés émergentes apparaissent, et que ce modèle serait capable de représenter la gamme complète du réseau trophique, depuis les systèmes dominés par la boucle microbienne dans les eaux du large plutôt oligotrophes jusqu'aux systèmes dominés par un réseau omnivore dans les eaux côtières continentales. (Patsch and Radach, 1997) ont ré-utilisé ce modèle pour évaluer l'évolution de l'eutrophisation de la Mer du Nord sur la période 1955-1993 ; ils mettent en évidence un accroissement très net à partir des années 70 de la production primaire dans les panaches enrichis du Rhin et de l'Elbe, culminant fin des années 90 et redescendant un peu ensuite. La modélisation retrouve, mais de façon très amortie, l'augmentation des blooms estivaux de dinoflagellés observée à Hélioland, considérée comme une signature majeure de l'eutrophisation marine.

La Mer Baltique et la Mer du Nord ont fourni l'occasion d'évaluer à l'aide de modèles l'état d'eutrophisation au regard des seuils proposés par les Etats Membres pour certains descripteurs d'eutrophisation. (Skogen and Mathisen, 2009) ont montré que les réductions d'apports nutritifs par les fleuves agissaient surtout sur le niveau de chlorophylle près des côtes, mais que l'oxygène dissous réagissait peu à ces réductions d'apports. (Lancelot et al., 2009) ont proposé un nouvel indicateur d'eutrophisation pour les nuisances causées par *Phaeocystis* en baie sud de la Mer du Nord. Cet indicateur a été estimé à partir d'observations et d'un modèle d'écosystème OD couplé à un modèle de bassin versant qui a permis la reconstruction d'une situation avant intervention de l'homme (situation pristine). Ce nouvel indicateur a permis d'estimer et de cartographier l'état d'eutrophisation actuelle en baie sud de la Mer du Nord par comparaison avec la situation pristine reconstruite dans un modèle 3D (Lancelot et al., 2014). Les apports d'azote et de phosphore actuels (2001 et 2005) se sont révélés respectivement 12 et 5 fois plus importants que dans la situation pristine, contrairement aux apports de silice qui sont plus faibles que dans les conditions naturelles. (Troost et al., 2014) ont estimé l'état d'eutrophisation pour la partie hollandaise de la Mer du Nord, en utilisant les critères d'eutrophisation et les seuils OSPAR, et ce dans un contexte historique en comparant quatre années (1930, 1960, 1985 et 2007). Ils ont montré que les concentrations de 2007 en phosphore organique dissous le long de la partie hollandaise de la Mer du Nord étaient similaires à celles de 1930, tandis que les concentrations en azote inorganique dissous avaient été réduites jusqu'à atteindre les valeurs de 1960. Ils ont également montré que les concentrations en chlorophylle *a* ne présentaient pas de différences marquées entre 2007, 1930 et 1960 mais que les niveaux de *Phaeocystis* étaient plus élevés en 2007 qu'en 1930 et 1960 dans toutes les zones. Cette étude a permis en outre de faire des recommandations et de proposer une révision des paramètres d'évaluation ainsi que des seuils. Les scientifiques anglais du Plymouth Marine Laboratory ont testé la capacité de leur modèle ERSEM de la Mer du Nord à simuler les très forts blooms observés par satellite (Allen et al., 2008) ; ils ont constaté que leur modèle sous-estimait gravement les fortes valeurs de chlorophylle dans les eaux côtières eutrophisées, particulièrement au printemps, et que le diagnostic de fort bloom à l'endroit et au jour effectivement relevés sur les images satellitaires ne se faisait que dans moins de 30% des cas dans ces endroits vraiment eutrophisés. Souhaitant ensuite évaluer les risques d'eutrophisation à partir de l'écart au seuil de Bon Etat Ecologique calculé par leur modèle, ils ont alors retrouvé (Picart et al., 2015) que les distributions de probabilité des valeurs simulées du nitrate et de la chlorophylle étaient très différentes de celles des mesures, surtout pour les queues de distribution seules intéressantes pour les risques de dépassement des seuils. Ils ont donc proposé de transformer linéairement toutes les valeurs simulées pour que leurs distributions de probabilité ressemblent plus à celles observées. Ayant ensuite défini le seuil de Bon Etat Ecologique, pour des eaux de salinité comprise entre 30,5 et 34,5, par le triplet de valeurs (moyenne de nitrate entre novembre et février = 20 $\mu\text{mol/L}$, percentile 90 de chlorophylle entre

mars et septembre = 15 µg/L, percentile 10 d'oxygène entre mai et septembre = 5 mg/L), ils montrent que sur la période 1965-2005, de façon peu variable inter-annuellement, environ 10% de la Mer du Nord ne seraient pas en Bon Etat Ecologique en nitrate et en chlorophylle, et seulement quelques % pour l'oxygène. Le scénario AB1 du GIEC tout seul ne modifie pas ces valeurs. Par contre, si on lui adjoint une augmentation des apports de nitrate, le pourcentage de mailles n'étant pas en BEE augmente pour le nitrate, mais pas pour la chlorophylle car c'est maintenant l'éclairement qui limite la production primaire en Mer du Nord côtière. Si, au contraire, on lui adjoint une réduction volontaire de 50% des apports de nitrate et phosphate, la zone qui n'est pas en BEE diminue, tant pour le descripteur nitrate que pour le descripteur chlorophylle. Le statut pour l'oxygène semble globalement insensible aux divers scénarios. (Almroth and Skogen, 2010) et un peu plus tard (Skogen et al., 2014) ont présenté une méthode qui combine des observations et un ensemble de 4 modèles écologiques pour investiguer le statut d'eutrophisation en Mer du Nord, Skagerrak, Kattegat et Mer Baltique. Ils ont estimé le statut d'eutrophisation (zone à problème, à problème potentiel, sans problème) sur la base des critères des commissions OSPAR et HELCOM. (Skogen et al., 2014) ont en plus comparé les résultats obtenus avec une simulation de contrôle (1970-2000) et une simulation de climat futur (2070-2100). Pour la simulation de contrôle, l'évaluation obtenue en combinant les modèles à l'aide de poids estimés par comparaison des résultats des modèles avec des observations, indique que plusieurs zones sont classées comme zones à problème (Kattegat, le détroit danois, le golfe de Finlande, le bassin Gotland ainsi que les parties principales des bassins d'Arkona et de Bornholm et la Mer Baltique), à problème potentiel (les parties principales du golfe de Bothnie et de Riga ainsi que la côte continentale au sud-est de la Mer du Nord) ou sans problèmes (la partie principale de la Mer du Nord et le Skagerrak). Ils ont trouvé peu de changement en Mer du Nord dans le cas du scénario de changement climatique « émissions moyennes ».

En France, (Guillaud and Menesguen, 1998) ont montré que, sur 20 ans, l'abondance estivale des dinoflagellés (dont certains peuvent rendre toxiques les coquillages) est renforcée en baie de Seine lors des années chaudes, quand la stratification thermique est plus forte et les apports du fleuve en étiage sont appauvris en silicium par les floraisons de diatomées fluviales, mais toujours riches en azote inorganique dissous. (Guillaud et al., 2000) ont par ailleurs montré par leur modèle le changement intervenu dans l'ordre des facteurs nutritifs limitants des diatomées entre la fin des années 70 et les années 90 : l'interdiction des rejets en mer de phosphogypse, des additifs phosphatés dans les lessives et la déphosphatation des rejets urbains a fait passer en fin de printemps le phosphore du 3^{ème} rang au 1^{er}, pendant que l'azote rétrogradait en été du 1^{er} rang au 3^{ème}, en raison de la croissance des apports d'origine agricole. (Cugier et al., 2005) puis (Passy et al., 2016) retrouvent ces résultats sur la base d'un modèle hydrodynamique plus fin et, surtout, couplé à un modèle de bassin versant (Riverstraler) qui permet de calculer les flux à la mer sous divers scénarios d'occupation du bassin versant, soit historiques, soit correspondant à divers scénarios. Alors qu'en situation "pristine", l'azote, ou le phosphore en année humide, exerçait une forte limitation sur le phytoplancton marin et le maintenait à de faibles biomasses, l'augmentation des apports de nutriments par la Seine a fait apparaître au 20^{ème} siècle l'eutrophisation dans le panache de la Seine ; l'augmentation soutenue des apports azotés se démarquant en fin de siècle de la baisse des apports phosphorés a rendu le phosphore et silicium limitants pour la prolifération des diatomées, et a favorisé la prolifération estivale des dinoflagellés. (Cugier et al., 2005) rappellent que seule une baisse de l'ordre de 90% des apports azotés de la Seine pourrait ramener les blooms estivaux de dinoflagellés à de très faibles niveaux, mais (Passy et al., 2016) montrent qu'une épuration très poussée du phosphore dans les stations d'épuration permettrait aussi d'atténuer ces blooms de dinoflagellés. En baie de Vilaine, l'anoxie de fond mortelle pour la faune de juillet 1982 a pu être reproduite par un modèle spatialisé de la zone (Chapelle et al., 1994), qui a montré le peu d'échanges d'eau avec l'océan en été et donc la sensibilité à tout apport massif de nutriments terrigènes par une crue soudaine et courte de la Vilaine. Renforçant la stratification thermique déjà

existante en été, cette brusque dessalure de surface maintient les nutriments dans une couche de surface bien éclairée, aboutissant en quelques jours de beau temps à une eau colorée, créant son propre auto-ombrage. Le modèle a montré que la rapide consommation de l'oxygène dans le bas de la colonne d'eau était dû essentiellement à la respiration du phytoplancton plongé dans l'obscurité et à la dégradation microbienne aérobie de la matière détritique issue de la mortalité du phytoplancton. La réduction simulée des apports azotés s'est avérée plus efficace que celle des apports phosphorés pour réduire le risque d'hypoxie. Le cas de la rade de Brest est un contre-exemple remarquable : (LePape and Menesguen, 1997) ont expliqué comment, grâce aux brassages horizontaux et verticaux intenses créés par la marée, cette baie très enclavée recevant des apports azotés très élevés de deux fleuves côtiers a réussi à maintenir des biomasses phytoplanctoniques quasi-normales en dehors des embouchures, même si la proportion estivale de dinoflagellés a un peu augmenté. Cette modélisation a de surcroît montré que la régulation du phytoplancton par le broutage zooplanctonique ou benthique n'était dans ce site qu'un facteur très secondaire du contrôle de l'eutrophisation, par rapport au contrôle hydrodynamique prépondérant. *A contrario*, (Penard et al., 2007) ont montré que la baie de Douarnenez voisine, recevant très peu d'apports terrigènes directs, est par contre enrichie à distance par le panache de la Loire et sujette à des proliférations phytoplanctoniques en raison de son confinement.

La résistance à l'eutrophisation s'observe aussi à grande échelle. Dans la bande côtière ouest-australienne, l'important courant parallèle à la côte protège de l'eutrophisation que pourraient causer les apports de la ville de Perth (Machado and Imberger, 2014). Dans le cas du bassin oriental de la Méditerranée, c'est plutôt la grande profondeur qui soustrait aux producteurs primaires l'essentiel des apports de phosphore et les évacue vers la Méditerranée occidentale (Powley et al., 2014). Le nord de l'Adriatique constitue une exception : les forts apports nutritifs du fleuve Pô restent bloqués en automne le long de la côte nord-est de l'Italie, dans une couche de surface bien éclairée et bien séparée de la couche de fond par une forte cline, entraînant des eaux colorées à dinoflagellés le long des côtes d'Emilie-Romagne (Dippner, 1993).

En Mer Noire, la partie centrale a toujours été hypoxique de façon naturelle, mais les zones périphériques peu profondes le sont devenues en raison de l'intense eutrophisation apparue depuis les années 60. (Gregoire and Lacroix, 2001) montrent que la minéralisation en ammonium de la matière organique chutant dans la colonne d'eau consomme huit fois plus d'oxygène que la nitrification, et qu'elle contribue à la dénitrification quand le matériel détritique entre dans la couche anoxique de fond. La zone anoxique de la Mer Noire est capable de dénitrifier l'équivalent de l'azote apporté annuellement par les fleuves. (Oguz et al., 2000), (Gregoire et al., 2008) puis (Gregoire and Soetaert, 2010) ont tenté de simuler la structure verticale actuelle de l'écosystème au centre de la Mer Noire. La sédimentation-reminéralisation de matière depuis la couche de surface induit la progressive diminution de l'oxygène dissous, puis l'établissement en-dessous de 75m, d'une couche hypoxique permanente qui se transforme au-dessous de 100m en couche anoxique permanente. En faisant tourner un tel modèle 1DV sur 10 000 ans, on constate qu'il n'atteint pas son état stable, ce qui suggère la possibilité que le fond de la Mer Noire s'adapte très lentement. Les compartiments gélatineux simulés par le modèle montrent un pic estival plausible, mais se comparent difficilement aux mesures de terrain étant donnée l'extrême hétérogénéité spatiale de ces dernières. Le modèle d'écosystème de la mer Noire nord-occidentale de (Lancelot et al., 2002) a inclus les organismes gélatineux (omnivores *Noctiluca*, carnivores *Aurelia* et invasifs *Mnemiopsis*), qui représentent une « voie sans issue » pour la chaîne trophique, pour expliquer les changements de l'écosystème observés en mer Noire sur la période 1985-1995. Les résultats montrent que les problèmes d'eutrophisation ne sont pas uniquement la conséquence de la quantité de nutriments, mais également de leur déséquilibre. Les simulations ont démontré que le phosphate est l'élément limitant qui conditionne la structure de la communauté phytoplanctonique et de la chaîne planctonique. Divers scénarios ont montré que lorsque l'enrichissement en nutriment est bien équilibré, c'est la chaîne linéaire (diatomées-copépodes) qui est favorisée, tandis que lorsque les apports en

nutriments sont déséquilibrés (défiance en N ou P), c'est la chaîne microbienne qui joue un rôle clé. Des signes positifs de rétablissement de l'écosystème pourraient être reliés à une réduction des décharges en nutriments du Danube, en particulier du phosphate. A signaler que sur l'exemple de la Mer de Marmara, (Legovic, 1997) avait simulé la dispersion d'une substance toxique pour alerter les modélisateurs de l'eutrophisation sur l'action à longue portée des rejets terrigènes d'herbicides, capables de ralentir la consommation des nutriments par le phytoplancton et donc de fausser la calibration des modèles d'eutrophisation.

La mer intérieure du Japon (Mer de Seto) a connu dès les années 60, en raison des forts apports de nutriments, de fréquents épisodes d'eaux colorées estivales, dont certaines toxiques à *Chattonella antiqua* ou à *Karenia mikimotoi*. (Kishi and Ikeda, 1986) montrent par l'usage successif de modèles 1DV, 2DV et 2DH bicouche, que les apports nutritifs favorisent la prolifération phytoplanctonique, que la migration nyctémérale verticale inverse de *Chattonella* et du zooplancton intensifierait les eaux colorées par échappement partiel à la prédation, mais que les flux 3D induits par le vent modifient la répartition du phytoplancton. De même, (YANAGI et al., 1995) montrent que la migration verticale nyctémérale du dinoflagellé *Karenia mikimotoi* lui permet de profiter la nuit des teneurs plus fortes en ammonium de la couche de fond. Le port de Tolo à Hong-Kong, enclavé et peu profond, a été sévèrement eutrophisé par l'urbanisation galopante et le déversement de rejets urbains croissants, la destruction des mangroves dénitrifiantes et le détournement des eaux de rivière pour l'eau potable et l'irrigation. Le modèle (Chau, 2007) reproduit bien les anoxies estivales de fond, et montre qu'une réduction des rejets urbains (80% pour l'azote, 50% pour la matière organique détritique) permet de ramener l'oxygène de fond à 4 mg/L, comme cela a été vérifié sur le terrain. Au sud du Japon, la baie d'Ariake, haut-lieu de production de l'algue rouge comestible *Porphyra*, a subi dès les années 80 une forte eutrophisation induisant des hypoxies de fond néfastes aux coquillages, qui ont entraîné de plus fréquentes eaux colorées en raison de la diminution du broutage sur le phytoplancton (Koriyama et al., 2011). Dans la baie d'Ise, fortement stratifiée du printemps à l'été, la couche de fond est très hypoxique l'été et fournit, d'après les mesures et le modèle à $\delta^{15}\text{N}$ de (Sugimoto et al., 2010), l'essentiel de l'azote absorbé par le bloom d'automne. Le fait que la somme des apports azotés actuels des fleuves et de l'océan dans cette baie soit toute l'année inférieure au flux consommé par le phytoplancton implique que l'eutrophisation se nourrit de la reminéralisation du stock azoté détritique chutant dans la couche profonde et le sédiment de la baie. Dans la baie d'Atsumi, (Sohma et al., 2004) ont surtout utilisé leur modèle pour montrer que les flux de matières sont plus intenses dans des herbiers de zostères que dans les zones à suspensivores sous le panache d'un fleuve et que c'est dans la zone anoxique que le turnover des éléments est le plus lent.

La Chine a vu se développer récemment d'intenses cas d'eutrophisation. (Li et al., 2008) montrent, par un modèle OD calibré sur des mesures en mésocosme effectuées au débouché du Yangtzé, que l'augmentation des rapports N/P et N/Si favorise la dominance des dinoflagellés, par exemple l'espèce nocive *Prorocentrum donghaiense* connue pour avoir causé de nombreuses eaux colorées. Dans les baies côtières du Guangxi, (Qiao et al., 2014) montrent qu'il faudrait réduire de 80% les apports d'azote et de 70% ceux de phosphore pour juguler l'eutrophisation.

En Colombie, dans la baie confinée de Carthagène, la forte stratification créée par l'eau douce d'un fleuve impose de baisser considérablement les concentrations de N et P inorganiques dans ce fleuve en plus des apports urbains si l'on veut éliminer l'anoxie actuellement présente au fond (Tuchkovenko and Lonin, 2003). De même en Australie, dans la baie de Moreton, le confinement des rejets urbains au voisinage du débouché de la Brisbane river explique la multiplication par 10 de la biomasse algale depuis l'arrivée des Européens, et fait craindre l'extension de la zone eutrophisée si les rejets azotés continuent d'augmenter (McEwan et al., 1998). En Tasmanie, (Wild-Allen et al., 2010) ont montré que les importantes fermes de salmoniculture étaient responsables de 14% des apports d'azote dans le détroit

d'Entrecasteaux, soit presque autant que les apports des fleuves côtiers (20%), et que si on triplait la capacité de production (actuellement de 17 000 tonnes/an), 54% de la zone passeraient de l'oligotrophie à la mésotrophie, avec blooms estivaux potentiellement dangereux (mais sans impact fort sur l'oxygène dissous).

Les modèles incluant les apports atmosphériques d'azote, voire d'azote et phosphore permettent d'estimer l'importance de ces apports dans le phénomène d'eutrophisation. En Mer Baltique, (Ruoho-Airola et al., 2012) ont montré, à partir de données et d'une estimation des émissions basée sur les « Representative Concentration Pathways (RCP) » du GIEC, une nette augmentation entre 1850 et 1970 des dépôts atmosphériques de N et P. En Mer du Nord, (Troost et al., 2013) ont montré que les dépôts atmosphériques d'azote contribuent pour 6% aux apports externes d'azote en moyenne et que ce pourcentage varie fortement entre les régions. Dans les environs de l'Oysterground, il s'élève à 16 % et, dans cette zone qui est sujette à l'hypoxie, le flux d'azote atmosphérique peut contribuer à une diminution critique de l'oxygène. (Djambazov and Pericleous, 2015) ont estimé les dépôts atmosphériques d'azote dans la Manche et la baie sud de la Mer du Nord et ont montré qu'ils sont les plus élevés le long de la côte belge et hollandaise. (Dulière et al., 2016) ont montré que 10 à 30% de l'azote contenu dans les sels dissous (NO_3 et NH_4) et le phytoplancton peuvent provenir des dépôts atmosphériques dans la Manche et la baie sud de la Mer du Nord. Dans le détroit de Singapour, (Sundarambal et al., 2010) ont montré que les dépôts atmosphériques d'azote pouvaient constituer jusqu'à 15% de la concentration en nitrate et que cette quantité pouvait contribuer significativement à l'eutrophisation au niveau régional lors de situations d'épuisement en nutriments. En retour, l'eutrophisation côtière peut influencer sur l'atmosphère et le réchauffement climatique en augmentant la production de DMS (Di-Méthyl-Sulfure), gaz à effet de serre reconnu. (vandenBerg et al., 1996b) ont calculé que, pour la zone côtière s'étendant de la Belgique à la baie allemande, la production de ce gaz à effet de serre, principalement en avril-mai et du fait des espèces phytoplanctoniques non-broutées, avait été multipliée par un facteur allant de 2 à 5 au cours du vingtième siècle.

On peut essayer d'évaluer un risque *a priori* d'eutrophisation marine en combinant les cartes des principaux facteurs explicatifs du phénomène. (Druon et al., 2004) ont ainsi proposé un indice de sensibilité physique (PSA) en associant les cartes estivales de stratification, d'advection horizontale, de turbulence près du fond et d'oxygène à saturation simulées par des modèles hydrodynamiques 3D (HANSOM pour la Mer du Nord et ISPRAMIX pour la mer Adriatique). En y couplant ensuite la carte de biomasse chlorophyllienne de surface observée par satellite, ils en ont déduit la carte du risque d'eutrophisation (EUTRISK), très ciblé sur le risque d'anoxie de fond. Cette carte met bien en exergue au mois d'août le risque d'eutrophisation élevé dans les baies peu profondes du nord de l'Adriatique (Trieste, Venise) et de la Mer du Nord (Kiel, Mecklembourg, détroits danois). Les zones centrales de la Mer du Nord (Dogger Bank) et de l'Adriatique-nord, ainsi que la bande littorale de l'Emilie-Romagne sont également à risque, mais moindre. L'utilisation de données satellitaires de biomasse algale permet ainsi de s'affranchir de la modélisation déterministe de la production primaire, en particulier de ses facteurs limitants lumière et nutriments. L'intérêt de ce genre d'indice est de montrer que le risque naît de la conjonction de plusieurs facteurs, et non d'un seul facteur : l'extrême sensibilité physique du nord de l'Adriatique peut y faire apparaître des hypoxies sévères en des zones moyennement enrichies, alors que la dispersion par la marée et la turbidité protègent les côtes anglaises et françaises malgré un enrichissement important par les apports terrigènes.

Face à la multiplicité et la complexité non-linéaire des processus interagissant dans l'apparition du phénomène d'eutrophisation, et la capacité limitée des modèles déterministes à prévoir les niveaux de biomasse phytoplanctonique ou d'oxygène dissous, quelques auteurs (surtout en limnologie) militent en faveur de modèles multi-régressifs fonctionnant en "boîtes noires". (Tamvakis et al., 2012) constatent par exemple dans une baie grecque que la biomasse chlorophyllienne est explicable en

année sèche par les seuls paramètres physiques, tandis qu'il faut faire intervenir le phosphate en année humide. Mais dans ces modèles, les coefficients des variables causales "nutriments", qui représentent en fait le taux de conversion de ces éléments nutritifs en variable descriptive de l'eutrophisation (chlorophylle, oxygène dissous...), ne peuvent prendre en compte la dynamique temporelle de cette causalité, apparemment complexe à comprendre. Alors que (Gowen et al., 1992) ont trouvé que dans les lacs écossais, l'utilisation de 1 μmol d'azote inorganique dissous permettait au phytoplancton de former en moyenne 1,05 μg de chlorophylle (mais les valeurs s'étaient entre 0,25 et 4,44 μg de chlorophylle !), (Edwards et al., 2003) ont montré en mésocosme qu'au plus fort d'une prolifération phytoplanctonique, l'utilisation de 1 μmol d'azote inorganique dissous permettait au phytoplancton de former 2,35 μg de chlorophylle, alors qu'ensuite, en phase stationnaire, elle ne générait plus que 0,95 μg de chlorophylle. Si l'on cherche à relier directement apport nutritif et oxygène dissous, on se heurte en plus au fait que le taux de conversion est très positif en eau de surface éclairée (grâce à la photosynthèse) alors qu'il peut devenir fortement négatif en eau de fond obscure et chargée en matière organique (en raison de la respiration algale et microbienne). A ces modèles statistiques "aveugles" se rattachent les récents modèles à réseaux de neurones capables d'apprendre et de se corriger au fur et à mesure de l'allongement des séries de mesures. (Melesse et al., 2008) montrent sur l'exemple de la mer bordant la pointe sud de la Floride, où c'est le phosphate qui est l'élément le plus limitant (mais le silicium n'a pas été pris en compte), qu'un réseau de neurones à une couche cachée, calibré sur 5 ans de mesures de T, $[\text{NH}_4]$, $[\text{NO}_3]$, $[\text{PO}_4]$, $[\text{O}_2]$ et turbidité pouvait reproduire 85% de la variance du signal de chlorophylle mesuré sur les 8 années suivantes (mais pas les pics aigus). Ce bon résultat impliquant toutefois que la chlorophylle mesurée à la date précédente soit prise aussi dans les variables d'entrée, l'outil apparaît comme grandement tautologique et quasi-inutilisable pour des prévisions de scénarios futurs. S'appuyant uniquement sur trois descripteurs physiques (débit du fleuve principal, vent et indice océanique "El Nino"), (Muller and Muller, 2015) ont bâti un réseau de neurones plus facile d'emploi pour prévoir le volume hypoxique dans la baie de Chesapeake, qui permet de reproduire 68% de la variance observée, mais se place dans l'hypothèse de concentrations de nutriments stables dans les fleuves et ne peut donc prévoir l'effet de réductions des nutriments. La biodiversité spécifique du phytoplancton est pour l'instant restée hors de portée des modèles déterministes, et n'a fait l'objet que de modélisations descriptives, sans référence à des variables physico-chimiques causales : par exemple, (Spatharis and Tsirtsis, 2013) ont ajusté la courbe de Zipf-Mandelbrot aux diagrammes rangs-abondances des espèces phytoplanctoniques de divers sites méditerranéens plus ou moins eutrophisés, mais n'en ont tiré aucune information sur les mécanismes en jeu, ni encore moins de recommandation opérationnelle pour limiter l'impact de l'enrichissement nutritif.

L'utilisation des modèles de réseaux trophiques en milieu eutrophisé commence au début des années 90, avec (Doi and Nitta, 1991) qui essaient de relier, mais sans grande fiabilité, les variations observées des captures des principales espèces exploitées de poissons et crustacés à la modification créée par des rejets très importants de phosphate en baie d'Osaka. Dans la Ria Formosa, (Nobre et al., 2005) simulent les conséquences d'un enrichissement en azote sur l'oxygène, la biomasse d'algues vertes et de palourdes, et comparent, sur l'échelle américaine ASSETS, l'état d'eutrophisation de la Ria que fournissent les mesures du réseau de surveillance d'une part et le modèle d'autre part. Si l'état actuel est évalué identiquement, il n'en irait pas de même si les apports étaient doublés : l'espacement trop grand des mesures leur ferait rater les hypoxies intermittentes que montre le modèle. Dans le nord de l'Adriatique, très enrichie par le Pô, le réseau trophique est contrôlé par les bas niveaux, mais reste très productif en mollusques et poissons malgré l'eutrophisation (Barausse et al., 2009). Le transfert de matière entre les niveaux trophiques de ce réseau est globalement de 12,6%, mais la partie alimentée à la base par la production primaire est plus efficace que celle s'appuyant sur les détritus. La production de matière est surtout le fait de la chaîne pélagique (plancton->poissons clupéidés), loin devant la chaîne benthique, qui souffre souvent de l'hypoxie de fond. Ceci explique que la pêche fournit surtout des

sardines, des anchois et des bivalves. Le fait que le rapport Production/Biomasse soit de 16 an^{-1} classe cet écosystème eutrophisé parmi les écosystèmes les plus productifs, comparable aux upwellings, mais l'omnivorie y est faible, les espèces opportunistes à fort taux de croissance (stratégies "r") y sont dominantes, et donc sa structure est plus proche d'une chaîne linéaire que d'un réseau : l'eutrophisation maintient donc cet écosystème dans un état productif, mais un peu immature. (Luang et al., 2014) ont utilisé les mesures faites pendant 18 jours sur 7 mésocosmes diversement alimentés en nutriments pour estimer tous les 2 jours, par inversion linéaire, les flux de carbone entre 8 compartiments de l'écosystème pélagique, allant des bactéries au mésozooplancton. Ce travail a montré que malgré l'augmentation sensible de la biomasse phytoplanctonique causé par l'augmentation de l'enrichissement nutritif, les herbivores continuent à se nourrir partiellement de matières détritiques. Mais ce travail expérimental retrouve bien le raccourcissement de la longueur moyenne des chaînes alimentaires, et le moindre taux de recyclage de la matière organique dans les cas les plus eutrophisés ; la matière produite par l'écosystème pélagique est donc plus exportée vers le benthos. On peut rattacher à ces études d'impact sur le réseau trophique l'originale contribution de (Driscoll et al., 2012) : ils ont utilisé un modèle conceptuel de transfert du mercure dans quelques grands compartiments de l'écosystème (végétaux, consommateurs animaux, carbone organique dans le sédiment...) pour évaluer, à partir de divers types de séries de mesures faites sur les côtes nord-est américaines, l'effet du degré d'eutrophisation sur la bioaccumulation du mercure dans le réseau trophique : il en résulte que l'eutrophisation croissante a au moins un avantage, c'est de diminuer (par dilution dans un flux de biomasse plus important) la bioconcentration du mercure dans la chaîne trophique.

La simulation de la nage des poissons en fonction de la teneur en oxygène (Karim et al., 2003a; Karim et al., 2003b) retrouve bien les comportements d'évitement et la trajectoire suivie par de vrais poissons marqués lâchés en zone hypoxique : des poissons plats benthiques sont ainsi capables de nager près de la surface jusqu'à ce qu'ils puissent regagner des eaux de fond suffisamment oxygénées.

L'application de l'Analyse du Cycle de Vie à l'azote introduit par l'homme dans les écosystèmes côtiers (Cosme et al., 2015) montre que, sur un bilan annuel à l'état stable, c'est la respiration/décomposition du phytoplancton non-brouté qui cause plus de 60% de l'hypoxie, suivie par la décomposition des pelotes fécales (25%), l'entraînement de matière vers le fond par les migrations du zooplancton (10%) et la décomposition du zooplancton mort (5%). Dans ce genre de modèle, la production exportée vers le haut de la chaîne trophique croît proportionnellement à la production primaire, elle-même proportionnelle à l'apport d'azote terrigène. Mais le facteur d'exposition à l'eutrophisation est aussi croissant en fonction de la production primaire, et croissant de l'équateur aux pôles. En terme de sensibilité à l'eutrophisation causée par l'apport d'azote terrigène, la zone française Manche-Gascogne se place exactement au milieu des 66 zones étudiées, entre la moins sensible (Océan arctique) et la plus sensible (Mer Baltique), la Méditerranée se plaçant au premier quart en partant des moins sensibles.

L'hypoxie forte des sédiments, voire de l'eau de fond, créée par l'eutrophisation favorise la dénitrification (donc le retour possible d'une part de l'azote anthropogénique vers l'atmosphère), dès que la concentration d'oxygène chute en dessous de $5 \mu\text{mol/L}$. Mais ceci s'accompagne de la formation de gaz à effet de serre N_2O et ralentit parallèlement la nitrification, ce qui accumule de l'ammonium dans le sédiment (Pena et al., 2010). Dans la baie très confinée de Melbourne en Australie, (Murray and Parslow, 1999) déduisent de leur modèle qu'environ 13% seulement des 7500 tonnes d'azote apportées annuellement par les bassins versants parviennent jusqu'à l'océan, le reste étant dénitrifié ou enfoui sous forme organique détritique dans les sédiments de la baie. Mais leur modèle montre que si les apports terrigènes venaient à dépasser le double de leur valeur actuelle, les capacités dénitrifiantes du sédiment seraient saturées, d'où une aggravation subite de l'eutrophisation, selon une dynamique rappelant une "catastrophe mathématique". La restauration du bon état écologique exigerait ensuite de redescendre très bas les flux terrigènes en raison du phénomène d'hystérésis. Dans une baie

japonaise dont l'eutrophisation est contrôlée par l'azote, (Kasih and Kitada, 2004) ont déduit de leur modèle que c'était la remise en suspension du sédiment qui fournissait le plus gros apport d'azote (sous forme NH_4) au phytoplancton, ce qui diminuait l'intérêt de réduire les apports terrigènes de NO_3 . Après avoir rappelé que ce sont plutôt les modèles estuariens et côtiers qui ont inclus un module de dénitrification sédimentaire, contrairement aux modèles de grands bassins océaniques, (Fennel et al., 2009) ont fait une synthèse des modèles de remaniement des sédiments superficiels ("diagenèse précoce") simulant les processus de dénitrification, ainsi que des mesures de flux disponibles *in situ*. Ces dernières montrent que dans les sédiments plutôt oxiques, le flux sortant d'azote dénitrifié est plutôt proportionnel à la consommation d'oxygène du sédiment. Pour le phosphore, suite à des observations, (Slomp et al., 1996) ont introduit dans leur modèle deux vitesses de diffusion du phosphate dans le sédiment, sans que l'effet soit vraiment significatif sur la simulation du profil vertical des diverses formes du phosphore dans le sédiment. En comparant 2 colonnes d'eau+sédiment (50m + 0.6m) génériques du plateau continental à forte marée, l'une bien brassée, l'autre stratifiée par un panache de fleuve, (Soetaert and Middelburg, 2009) ont montré que la colonne d'eau stratifiée était plus productive que la mélangée quand on avait des conditions d'eutrophisation marquée ($[\text{NO}_3]$ hivernal $> 30 \mu\text{mol/L}$), mais que son sédiment dénitrifiait moins. La simulation de réduction d'apports montre qu'en raison du lent déstockage d'azote du sédiment, il faut attendre plusieurs décennies avant de retrouver un état stable oligotrophe. (Pena et al., 2010) rappellent que les relargages de phosphate sont fonction du potentiel redox des premiers centimètres de sédiments. Dans les cas d'eutrophisation assez récente et prolongée, il peut advenir une saturation des oxydes de fer en phosphate adsorbé, d'où un flux de phosphate sortant du sédiment même en conditions oxiques, ainsi que le montre le modèle de la Mer Baltique de (Eilola et al., 2009). (Yekta and Rahm, 2011) ont avancé que les bactéries sulfo-réductrices *Beggiatoa*, en consommant les sulfures, diminuent la formation de sulfures de fer, et favorisent donc la rétention du phosphore dans les sédiments. Elles représentent en outre un puits d'azote vers le sédiment, ce qui rend leur préservation utile à la remédiation de la Mer Baltique.

6.6.5.8. Conclusion

La quasi-totalité des modèles d'eutrophisation côtière prennent d'emblée comme postulat la limitation principale des écosystèmes marins par l'azote ou la déduisent de la simulation conjointe des cycles de plusieurs éléments, dont l'azote. Certaines études montrent bien qu'il peut s'établir une évolution du facteur limitant dans l'espace (du phosphore en eau très dessalée vers l'azote en eau franchement marine) et dans le temps (phosphore ou silicium plus souvent limitants en fin de printemps, azote franchement limitant en été). Seuls, (Smith and Hollibaugh, 1989) ont affirmé, en se fondant sur le cas atypique d'une baie très enclavée et non-eutrophisée de Californie, que la limitation apparente de la production primaire marine par l'azote était en fait créée par la dénitrification due la décomposition anaérobie de la matière organique, et que c'était donc plutôt par le contrôle des apports de carbone organique que de ceux d'azote qu'on limiterait l'eutrophisation. Cette vision du contrôle de l'eutrophisation suppose que le carbone détritique côtier soit majoritairement issu des apports terrigènes (or, dans les sites eutrophisés, il est massivement constitué de matière organique marine, fabriquée en mer à partir des apports terrigènes de nutriments) et que le sédiment anoxique où se déroule la dénitrification ne soit pas trop loin de la surface de l'eau, car dans les très hautes colonnes d'eau océaniques, la matière organique est presque entièrement reminéralisée par la flore oxique avant d'atteindre le fond (ce mécanisme ne peut donc expliquer la très forte limitation de la production primaire océanique par l'azote). Cette vision très isolée de la remédiation de l'eutrophisation côtière n'ayant jamais été reprise, force est de constater que la plupart des études de sites marins eutrophisés recommandent aujourd'hui de diminuer d'abord les apports anthropiques d'azote, et souvent par un facteur important, pouvant dépasser les 50%. Plusieurs études mettent aussi en évidence que, selon les sites, les dépôts atmosphériques ou les rejets de l'aquaculture peuvent contribuer à 10 ou 20% des

apports azotés, ce qui est loin d'être négligeable. Même en cas d'arrêt brutal et définitif des apports anthropiques terrigènes, plusieurs modèles prévoient un très lent retour à une situation de non-eutrophisation, allant même jusqu'au siècle pour les grands sites majeurs enclavés comme la Mer Baltique. A côté du facteur nutritif, il ne faut pas oublier les facteurs naturels propices à l'eutrophisation, que seuls les modèles sont capables de quantifier, voire cartographier : fort éclaircissement d'une lame d'eau peu profonde, temps de résidence élevé dans une zone peu profonde. En raison de la complexité des écosystèmes, et de celle croissante des modèles dédiés à l'eutrophisation, la détermination de l'incertitude sur les résultats des modèles reste cependant rarement évaluée.

6.6.6. Evaluation du réalisme des modèles, de leur sensibilité à leurs divers constituants, de l'incertitude des conclusions

Les modèles d'eutrophisation aquatique utilisaient dans les années 70 moins de cinq variables d'état biogéochimique (Demande Biologique en Oxygène + Oxygène Dissous, cycle d'un élément chimique en 4 étapes NPZD : Nutriments-Phytoplancton-Zooplancton-Détritus), mais en comptent de l'ordre de la vingtaine, voire nettement plus, depuis les années 2000. Ils étaient surtout couplés à des modèles hydrauliques très simples (réacteur OD, ou quelques boîtes connectées entre elles), alors qu'ils sont aujourd'hui associés à des modèles hydrodynamiques 3D à grille fine, comportant plusieurs milliers de mailles interconnectées. La calibration, puis la validation de tels modèles a donc changé de complexité en 50 ans. Si le développement de capteurs automatiques a permis d'obtenir en certains points des séries de mesures à haute fréquence de certaines variables d'état des modèles (température, salinité, turbidité, chlorophylle totale, oxygène dissous, pH, nutriments inorganiques dissous principaux), si l'observation satellitaire a fourni des séries d'images de surface de la température, de la turbidité et de la chlorophylle, aujourd'hui fréquemment utilisées pour la validation des modèles d'eutrophisation marine, plusieurs variables d'état des modèles d'eutrophisation restent encore hors d'atteinte de la mesure répétitive : formes détritiques de N, P, Si, biomasse de grands groupes phytoplanctoniques et du zooplancton...La question de la validation des modèles, et de l'évaluation de la marge d'incertitude attachée à leurs recommandations, reste donc tout à fait d'actualité.

(Fitzpatrick, 2009) a défini trois types de validation de modèles communément réalisées par les scientifiques modélisateurs :

-validation dans le temps : on vérifie qu'un modèle calibré sur une période donnée de mesures simule correctement une autre période de mesures

-validation dans l'espace : on vérifie qu'un modèle calibré sur un site donné simule correctement un autre site.

-validation structurelle : on vérifie qu'un modèle calibré respecte des contraintes impératives (bilan de masse) ou plausibles (telle quantité simulée doit tomber dans l'intervalle connu des valeurs mesurées)

Il n'en demeure pas moins qu'on peut simuler un jeu donné de mesures avec un même degré de validation, soit en utilisant un modèle donné avec des jeux de valeurs de paramètres très différents, ou en utilisant des modèles de structures différentes. (Giblin and Vallino, 2003) rappellent ainsi que deux modèles de bassins versants ont pu simuler aussi correctement les apports terrigènes d'azote mesurés dans 9 estuaires du nord-est des USA, mais en imputant ces apports pour 47% aux rejets urbains dans un des modèles, à 83% dans l'autre, ce qui modifie beaucoup les recommandations opérationnelles en vue de la remédiation. (Giblin and Vallino, 2003) recommandent donc de valider les modèles d'eutrophisation en les appliquant à des écosystèmes très différents ou à des expérimentations très

contrastées en mésocosme, mais aussi de recourir à des mesures de traçage isotopique des nutriments dans le continuum fluide, de façon à valider indépendamment les flux de nutriments entre les compartiments du modèle. Ils constatent également (Allen et al., 2008) que pratiquement tous les modèles d'eutrophisation sont incapables de simuler les situations extrêmes (qui sont pourtant les plus préoccupantes), et que ce comportement lisseur de filtre passe-bas est sans doute plus lié à la composante biogéochimique du modèle qu'à sa composante hydrodynamique, puisque on la retrouve dans la simulation 0D de mésocosmes.

6.6.6.1. Comparaison aux données de terrain

L'adéquation du modèle aux observations de terrain est parfois très incertaine, par exemple dans ce cas où seules 17 mesures de chlorophylle espacées sur 4 ans dans la lagune espagnole Victoria ont pu être utilisées pour évaluer un modèle à 19 variables d'état et 101 paramètres (Zouiten et al., 2013). Elle peut s'avérer parfois franchement mauvaise (Turner et al., 2014b). Dans les cas d'étude les mieux documentés, l'adéquation est mesurée par divers indicateurs (Eilola et al., 2009) ; (Eilola et al., 2011) ; (Fernandez et al., 2012) ; (Gianni and Zacharias, 2012) ; (Malhadas et al., 2014) ; (Liu and Chan, 2014) ; (Lopes et al., 2015), qui peuvent aussi servir à choisir le meilleur parmi plusieurs modèles statistiques régressifs ou réseaux de neurones (Melesse et al., 2008).

Si, dans une série de n mesures, on appelle Obs_i la $i^{\text{ème}}$ mesure et Sim_i la valeur simulée correspondante, et σ l'écart-type des mesures, les indicateurs les plus employés sont :

$$\text{biais} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Sim_i - Obs_i)$$

$$\text{biais relatif (RB)} = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n (Sim_i - Obs_i) \text{ ou (PMB)} = 100 \cdot \frac{\sum_{i=1}^n (Sim_i - Obs_i)}{\sum_{i=1}^n Obs_i}$$

$$\text{écart absolu moyen (mean absolute error MAE)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |Sim_i - Obs_i|$$

$$\text{écart relatif moyen (mean absolute percent error MAPE)} = \frac{\sum_{i=1}^n |Sim_i - Obs_i|}{\sum_{i=1}^n Obs_i} \cdot 100$$

$$\text{écart absolu moyen pondéré (mean weighted absolute error MWAE)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|Sim_i - Obs_i|}{\sigma_i}$$

$$\text{erreur relative} = \frac{\sum_{i=1}^n |Sim_i - Obs_i|}{\sum_{i=1}^n Obs_i}$$

racine de l'écart quadratique moyen (root mean square error RMSE) =
$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\text{Sim}_i - \text{Obs}_i)^2}{n}}$$

racine de l'écart écart quadratique moyen pondéré (root weighted square error RWSE) =

$$\sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{\text{Sim}_i - \text{Obs}_i}{\sigma_i} \right)^2}$$

racine de l'écart écart quadratique moyen centré (root centered square error RCSE) =

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [(\text{Sim}_i - \overline{\text{Sim}}) - (\text{Obs}_i - \overline{\text{Obs}})]^2}{n}}$$

critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe =
$$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Sim}_i - \text{Obs}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\text{Obs}_i - \overline{\text{Obs}})^2}$$

indice de compétence de Willmot =
$$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Sim}_i - \text{Obs}_i)^2}{\sum_{i=1}^n [|\text{Sim}_i - \overline{\text{Obs}}| + |\text{Obs}_i - \overline{\text{Obs}}|]^2}$$

coefficient de corrélation de Bravais-Pearson =
$$\frac{\sum_{i=1}^n (\text{Obs}_i - \overline{\text{Obs}}) \cdot (\text{Sim}_i - \overline{\text{Sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\text{Obs}_i - \overline{\text{Obs}})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (\text{Sim}_i - \overline{\text{Sim}})^2}}$$

coefficient de corrélation de rang de Spearman R =
$$1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^n (\text{rang}_{\text{obs}_i} - \text{rang}_{\text{sim}_i})^2}{n^3 - n}$$

Depuis les années 2010, l'utilisation de représentations graphiques de diverses métriques d'adéquation du modèle se généralise (Figure 6.14).

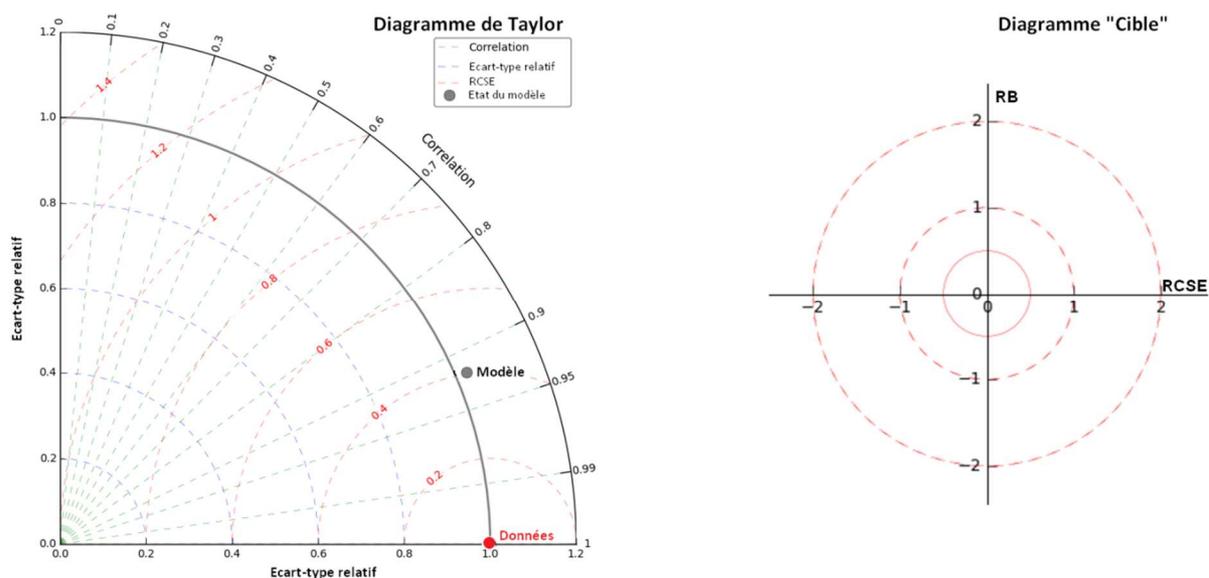


Figure 6.14. Diagramme de Taylor et Diagramme « Cible »

Le diagramme le plus fréquemment utilisé est celui de Taylor (Neumann and Schernewski, 2008) ; (Eilola et al., 2011) ; (Testa et al., 2014) ; (Lessin et al., 2014), qui permet de visualiser simultanément, par un point « Modèle » situé sur un quadrant, 3 métriques complémentaires : le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson entre mesures et modèle par l'angle au centre, la racine de l'écart quadratique moyen centré par la distance au point « Mesures » de coordonnées (1,0), et le rapport entre l'écart-type de la variable mesurée et celui de la variable simulée par la longueur du rayon atteignant le point « Modèle ». Peu d'auteurs (Lopes et al., 2015) utilisent le diagramme "cible", qui permet de visualiser simultanément le biais relatif et la racine de l'écart quadratique moyen centré.

(Coffaro and Bocci, 1997) ont utilisé une méthode différente, fondée sur l'auto-corrélation de la série temporelle des écarts entre mesure et modèle : si le test est négatif, les écarts sont assimilables à du bruit blanc, donc le modèle ne semble pas manquer d'un processus important qui créerait un biais systématique. Dans le cas de leur modèle de prolifération d'ulves dans la lagune de Venise, ceci était vérifié pour 62 stations sur 80 simulées, mais pas pour les stations les plus encombrées d'algues, là où le processus de dépôt après dérive, non-simulé, s'avérait important.

(Cercio and Noel, 2013) et (Picart et al., 2015) ont comparé visuellement les fonctions de répartition des valeurs mesurées et des valeurs simulées d'une variable d'éta ; (Fitzpatrick, 2009) recommande cette validation quand on vise à reproduire surtout la distributions des valeurs observées, et pas forcément leur agencement temporel. Pour la chlorophylle, mais aussi pour les matières en suspension, les modèles ont tendance à produire des distributions moins étalées que les mesures vers les très grandes valeurs.

6.6.6.2. Sensibilité à la structure des équations

Dans le cas spécifique des modèles d'eutrophisation, où l'hypoxie de fond est l'une des variables-clés à modéliser, (Fitzpatrick, 2009) rappelle qu'il n'est pas possible d'espérer des simulations réalistes tant que le modèle ne simulera pas la stratification verticale, responsable de l'arrêt de la réaération par l'atmosphère.

L'influence de la complexité des équations biogéochimiques du modèle sur le réalisme des simulations est rarement étudiée. Sur l'exemple de 2 lagunes bordant le Golfe du Mexique, l'une oligotrophe, l'autre eutrophe en raison de forts apports terrigènes de nutriments, (Turner et al., 2014a) ont comparé 4 modèles NPZ purement pélagiques avec un cinquième créé par ajout d'un compartiment algal benthique générique. Calibrés automatiquement par comparaison de quelques rares mesures de chlorophylle phytoplanctonique avec 10 000 simulations utilisant des paramètres tirés au hasard, ces 5 modèles relativement simples montrent tous un comportement faiblement réaliste, et les auteurs considèrent que les plus complexes dans la colonne d'eau ne donnent pas de meilleur résultat que les plus simples, seul l'introduction d'une variable algale benthique crée un saut qualitatif dans la simulation.

(Cercio and Noel, 2013) constatent, par comparaison avec (Cercio and Cole, 1993), que la complexification très grande du modèle de la baie de Chesapeake opérée en vingt ans a plutôt apporté des descripteurs supplémentaires qu'amélioré les descripteurs de base, qui gardent leurs biais initiaux ; mais elle a permis de diminuer la part subjective de calibration en explicitant certains processus (effet des remises en suspension sur la transparence de l'eau).

Pratiquement tous les modèles d'eutrophisation marine partent implicitement du principe que le phénomène est contrôlé par les forçages physico-chimiques (temps de résidence, éclaircissement, richesse nutritive) sur lesquels un contrôle anthropique externe est plus ou moins envisageable. Le poids du contrôle interne à l'écosystème créé par les brouteurs d'algues (gélatineux, zooplancton, mollusques benthiques) n'est presque jamais étudié quand il s'agit de brouteurs naturels (Kolesar, 2006), même quand le modèle comporte des variables d'état pour ces brouteurs. Le seul cas explicitement étudié est celui de l'implantation de bivalves cultivés (Fulford et al., 2007) ; (Timmermann et al., 2014). A l'avenir, si les modèles tentent d'évaluer les effets de l'eutrophisation sur la biodiversité algale, il faudra mieux formuler le broutage différentiel sur les grands types d'algues.

6.6.6.3. Sensibilité aux paramètres et aux forçages

Pour évaluer la sensibilité du modèle à ses divers paramètres, les auteurs font plusieurs simulations du système en utilisant diverses valeurs des paramètres (soit min-moyenne-max, soit quelques valeurs tirées au hasard dans un intervalle de plausibilité) ; le rapport "taux relatif de changement d'une variable d'état / taux relatif de changement du paramètre testé" permet ensuite de classer les paramètres par sensibilité décroissante du modèle à leur égard. (Chapelle, 1995) trouve que la porosité du sédiment et la capacité maximum d'adsorption du phosphate sur les particules sont les paramètres auxquels les flux de nutriments entre eau et sédiment sont les plus sensibles. (Fernandez et al., 2012) trouvent que les cyanobactéries sont le plus sensibles à leur taux de respiration.

L'imprécision sur les forçages engendre aussi une incertitude sur les résultats : (Chapelle et al., 2001) montrent par exemple que l'expansion simulée d'une malaïgue dépend fortement de la vitesse du vent local imposée. Sur l'estuaire de la Derwent, à Hobart (Australie), (Wild-Allen and Rayner, 2014) ont montré que leur modèle 3D reproduisait bien la variabilité du nitrate et du phosphate mesurés par un analyseur haute-fréquence à la limite marine de leur modèle si on le forçait à sa limite fluviale par une série de mesures haute-fréquence de ces nutriments, mais pas si on le forçait seulement par des valeurs interpolées entre des mesures mensuelles.

L'ignorance des conditions initiales réelles obligeant à lancer les simulations avec des valeurs initiales théoriques plausibles mais fausses, il convient de faire tourner le modèle sur plusieurs années (phase de "spin-up") avant de démarrer la véritable simulation de façon à ce que la dynamique propre du modèle ait effacé la condition initiale, surtout si l'aire simulée est très grande et/ou si le modèle

biogéochimique contient des compartiments à renouvellement lent (variables d'état benthiques par exemple). Peu d'articles détaillent ce point et procèdent à une phase de "spin-up" suffisamment longue (5 ans pour le modèle EU-MT-MIKE21 utilisé par (Rasmussen et al., 2009), 10 ans pour le modèle ERSEM utilisé par (Petihakis et al., 1999), 97 ans pour le modèle RCO-SCOB1 de la Mer Baltique utilisé par (Eilola et al., 2009).

6.6.6.4. Incertitude sur les paramètres

L'incertitude sur les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle est rarement connue ; elle peut être calculée *a posteriori* si on a fait une optimisation automatique de ces paramètres par minimisation de l'écart quadratique total entre mesures et modèle (Giusti and Marsili-Libelli, 2005) ; (Shen, 2006). On obtient alors la matrice de variance covariance des paramètres autour de leurs valeurs optimales, Cv , qui permet de déduire l'intervalle de confiance sur les paramètres par la formule:

$$Par_{optimum_i} - t_{n_{mes}-n_{param}}^{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{Cv_{i,i}} \leq Par_i \leq Par_{optimum_i} + t_{n_{mes}-n_{param}}^{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{Cv_{i,i}}$$

Pour la calibration automatique de plusieurs dizaines de paramètres intervenant dans des équations non-linéaires, il n'existe pas de méthode infaillible. Après avoir utilisé les méthodes variationnelles qui exigent l'écriture laborieuse du modèle-adjoint au modèle étudié (Shen and Kuo, 1996, 1998), (Shen, 2006) recommande plutôt la méthode de Gauss-Newton qui permet de minimiser l'écart quadratique aux données, tout en estimant parallèlement le hessien qui sert ensuite au calcul de la matrice de variance covariance des paramètres. (Gregoire et al., 2008) ont de même optimisé ensemble un bloc de 10 paramètres parmi la centaine que comportait leur modèle de l'eutrophisation de la Mer Noire en utilisant la méthode de Levenberg-Marquardt, variante de celle de Gauss-Newton.

6.6.6.5. Conséquences sur les évaluations de risques

Un risque d'eutrophisation étant une notion probabiliste, il s'évalue à partir de la distribution de probabilités du descripteur d'eutrophisation retenu. La distribution de probabilité des valeurs mesurées disponibles étant biaisée par le taux d'échantillonnage spatio-temporel très faible dès que la zone marine étudiée est vaste, et par le sur-échantillonnage des zones côtières déjà connues comme étant eutrophisées, il est tentant d'utiliser la distribution de probabilité des valeurs simulées par un modèle, qui assurent une couverture spatio-temporelle complète et équirépartie. Ce qui empêche souvent de le faire est la différence de forme parfois importante entre les distributions de probabilité des valeurs mesurées et simulées, d'autant plus grave pour l'analyse de risque qui se focalise en général sur les queues de distribution. Pour la Mer du Nord, (Allen et al., 2008) ont tenté de quantifier la fiabilité de prédiction de valeurs de chlorophylle dépassant un seuil fixé et ont bien mis en évidence la faible fiabilité dans les zones les plus eutrophisées. Puis (Picart et al., 2015) ont tenté de corriger ce biais des modèles en transformant linéairement les valeurs simulées, mais ont constaté que ceci corrige mieux le centre des distributions que leurs queues droite et gauche. Il apparaît aussi que, plus un descripteur est sujet à variations intenses de courte durée (blooms de chlorophylle, consommation d'oxygène lors de la chute de ces blooms dans les eaux de fond obscures), plus il est difficile de le simuler de façon fiable et donc d'obtenir des queues de distribution réalistes pour les valeurs simulées.

6.7. Conclusions du chapitre

Alain Crave

CNRS, Géosciences Rennes

Comme tout système impliquant de forts couplages entre les processus physico-chimiques et biologiques à différentes échelles d'espace et de temps, la modélisation de l'eutrophisation est complexe. Comme dans d'autres thématiques scientifiques de ce niveau de complexité, les efforts et les avancées dans la modélisation de l'eutrophisation suivent les avancées sur le plan des techniques numériques et sur le plan de la compréhension des processus mis en jeu. Aujourd'hui, les modèles numériques peuvent simuler l'impact d'une baisse ou d'une augmentation des intrants sur les processus d'anoxie et de prolifération de certaines espèces d'algues et de végétaux dans les différents milieux aquatiques. La modélisation numérique a sans conteste apporté des éléments de réflexion notables via la simulation de scénarii propres aux différents milieux aquatiques. Elle a également permis de pointer des lacunes dans le formalisme de certains processus encore trop peu décrits par manque de données. Dans l'ensemble, les simulations montrent qu'une amélioration de l'oxygénation des milieux aquatiques nécessiterait une baisse drastique des apports diffus de N dans le milieu naturel. A noter cependant que plusieurs inconnues importantes ne sont pas bien prises en compte dans les modèles. Par exemple, la prise en compte de l'effet mémoire des états antérieurs des systèmes qui se traduit par une distribution spatiale des stocks de N, P ou de matière organique dans l'eau du sous-sol et dans les sédiments. Effet mémoire qui peut perdurer sur des périodes de plusieurs dizaines d'années voire du siècle selon les temps de résidence dans les eaux souterraines ou dans les réservoirs sédimentaires.

Sur le plan technique, l'augmentation exponentielle de la puissance de calcul et la variété des approches numériques actuelles permettent aujourd'hui des capacités de simulation incomparables par rapport aux possibilités offertes il y a vingt ou trente ans. La possibilité croissante de représenter les systèmes naturels avec un nombre de mailles ou d'éléments très important autorise une représentation des systèmes avec une résolution spatiale plus fine et en trois dimensions. Les temps de calcul diminuant, le panel d'exploration et de tests d'hypothèses ou de cas de figure s'élargit notablement avec la possibilité d'introduire, dans le formalisme des modèles, plus de processus physico-chimiques, biologiques, écologiques ou économiques. La possibilité de prendre en compte plus de variables d'état ou de types de forçage a permis de passer d'une modélisation de l'eutrophisation, sur de grands bassins versants sur des temps longs avec des variations de forçage lentes et homogènes, à des systèmes plus petits avec la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale des variables à une échelle plus fine et la modélisation d'une partie de la complexité des couplages entre certaines variables physico-chimiques et biologiques. Si la variété des cas simulés augmente, la calibration, l'étude de sensibilité et la validation des modèles restent modestes au regard de la complexification des modèles. Ceci à cause, d'une part, de la difficulté d'obtenir des bases de données conséquentes et pertinentes pour contraindre les simulations et d'autre part, des temps de calcul encore trop longs pour appliquer correctement le nombre de simulations nécessaires aux tests de sensibilité aux paramètres qui peuvent être pléthoriques. Il en découle une quantification de l'incertitude liée aux résultats des modèles. Si à l'avenir, il est envisageable de disposer de moyens numériques adéquats pour réaliser des protocoles de calcul corrects d'incertitudes, notre compréhension des processus d'eutrophisation, notamment ceux liés aux couplages entre variables physico-chimiques, biologiques et écologiques, reste encore insuffisante pour en dégager des modèles polyvalents et transposables quels que soient les forçages selon les échelles spatiales et temporelles.

Sur le plan de la compréhension des processus mis en jeu, la modélisation de l'eutrophisation bénéficie des progrès numériques dans la modélisation des processus physiques en sciences de la terre. Les processus hydrauliques et thermodynamiques dans les différents systèmes aquatiques pris séparément, tels que les lacs, les lagunes, les rivières, les estuaires et les courants marins, sont mieux modélisés. La

modélisation des temps de résidence potentiels des éléments chimiques et de certains organismes dans les écoulements de surface n'est plus considérée comme un facteur limitant important. En revanche, la modélisation du continuum hydrologique de la parcelle agricole au milieu marin reste un défi majeur car les processus aux interfaces des différents systèmes aquatiques, telles que les zones ripariennes, hyporhéiques, souterraines et estuariennes, sont encore mal compris. D'autant plus que cette vision simple d'un continuum spatial amont-aval des flux d'eau doit être tempérée si l'on considère que : i) les limites géographiques entre les systèmes sont variables à l'échelle annuelle ou sont parfois mal définies et évoluent suivant le niveau de connaissance, ii) les flux d'eau aux interfaces sol/air, nappe/rivière, ne sont pas unidirectionnels, iii) les flux d'espèces migratoires et l'activité anthropique induisent des flux d'éléments qui ne suivent pas toujours les flux d'eau.

La modélisation des hautes fréquences temporelles des variations des débits d'eau reste également un point important à résoudre, notamment pour la simulation des processus sur de petits bassins versants gouvernés par la stochasticité des événements hydrologiques. Par exemple, la statistique des débits d'eau est une composante fondamentale dans la modélisation des processus d'érosion, de transfert et de dépôt de la matière et par là même les éléments chimiques comme le P associés aux particules transportées au sein d'un bassin versant. Aujourd'hui, l'intégration des variations climatiques temporelles de haute et basse fréquences dans les modèles d'eutrophisation reste anecdotique. La majorité des simulations considère des forçages stationnaires ou des temps de mise à l'équilibre des processus suffisamment courts pour simuler les phases de dynamiques transitoires. Hypothèses qui masquent notre méconnaissance des temps caractéristiques d'évolution des processus notamment biologiques et écologiques en réponse à des forçages physico-chimiques fluctuant dans un panel de fréquences et pour partie stochastiques.

Enfin, à l'avenir la modélisation de l'eutrophisation se doit d'intégrer ; à l'amont, les aspects socio-économiques, qui impactent la dynamique des sources d'intrants dans le milieu naturel ; le long du continuum et à l'aval, les échanges atmosphériques d'éléments tels que N. Ceci de manière à obtenir une vision plus globale et juste de la boucle de rétroaction majeure entre le monde socio-économique, le milieu « naturel » et les variations hydro-climatiques.

6.8. Annexe

Annexe 6.1. Récapitulatif des modèles les plus utilisés et de leurs caractéristiques. MO : matière organique. N : azote. BV : bassin-versant ; DBO : demande biochimique en oxygène.

Milieu	Nom	Échelle spatio-temporelle	Physique	Biogéochimie	Spécificités	Forçages	Principales applications	Limites
Bassins-versants	TNT2	5 à 100 km ² Paysage Journalier	Système à nappe superficielle. Développement C et P	Biotransformation dans les sols (MO) et zones humides (sol-nappe)	N. Contexte armoricain. Cycle de N dans les paysages agricoles	Anthropique (paysage, système de culture, climatique)	BV Algues vertes. Scénarios d'évolution des paysages, cultures	Données détaillées sur les systèmes de culture
	STICS-MODCOU	10 à 10 000 km ² Journalier	Système à nappe profonde. Transfert de nappe	Biotransformation dans les sols (MO)	N. Contexte du BV de la Seine. Cycle de N et systèmes agricoles	Anthropique (paysage, système de culture) et climatique	BV de la Seine. Scénarios d'évolution des systèmes de	Données détaillées sur les nappes et système de culture
	SWAT	10 à 10 000 km ² Journalier	Notion d'unité hydro-logique représentative (HRU)	Fonctions semi-empiriques	N et P. Large communauté internationale.	Anthropique et climatique par HRU	Scénarios BMP (best management practices)	Nb paramètres. Faiblesse des prédictions (calage)
	INCA	10 à 10 000 km ² Journalier	Notion d'écosystème (y compris agricoles)	Fonction semi-empiriques	N et P. Surtout dédié aux écosystèmes faiblement anthropisés	Anthropique et climatique par HRU	Scénarios de répartition des écosystèmes (y compris agricoles)	Nb paramètres. Faiblesse des prédictions (calage)
	MONERIS	500 à 500 000 km ² Interannuel	Modèle conceptuel à trois-quatre compartiments	Surplus N et P. fonction de transfert, rétention (surface)	N et P. Si. Rapportage DCE	Anthropique (surplus)	Europe, BV européens (Danube, etc.) Estimation exports	Test de scénarios simplistes (surplus)
	NUTTING	500 à 5 000 km ² Interannuel	Modèle conceptuel à deux compartiments. Proche de SPARROW	Surplus N et P. fonction de transfert et rétention (surface)	N et P. Rapportage DCE	Anthropique (surplus)	France. Masses d'eau DCE. Calcul exports N et P. Risque eutrophie	Test de scénarios simplistes (surplus)
Lacs et réservoirs	OCDE	Lacs	0D morphométrie	P et chlorophylle	Modèles statistiques empiriques à l'état stationnaire	Apports de P	Calcul des apports maximums admissibles de P	Pas d'état transitoire, pas de groupes algaux
	DYRESM-CAEDYM	Lacs	1DV	Cycles N, P, Si, oxygène	Différents groupes phytoplanctoniques dont les cyanobactéries	Apports aux limites + météo	Scénarios de réduction de P	Logiciel payant
	CE-QUAL W2	Lacs et estuaires stratifiés	2DV cartésien avec couplage possible lac → fleuve → estuaire avec ramification	Cycles N, P, DBO, oxygène, pH	N groupes phyto, zoo, macrophytes à définir, sulfure et méthane, flux hyporhéique	<i>Idem</i>	Eutrophisation en eau stratifiée	
	ELCOM-CAEDYM	Lacs, estuaires et côtier	3D	Cycles N, P, Si, oxygène	<i>Idem</i> DYRESM-CAEDYM	<i>Idem</i>	Simulation des blooms de cyanobactéries	Logiciel payant
Fleuves	QUAL2EU	Réseau fluvial	1DH ramifié en régime permanent	Cycles N, P, DBO, oxygène	Outils variés d'étude de sensibilité	Apports eau et substances dans chaque maille + météo	Optimisation rejets ponctuels et diffus	Pas de dimension verticale ; pas de régime transitoire
	EFDC-WASP	Fleuves et estuaires	1DH à 3D curviligne	Cycles N, P, DBO, oxygène, métaux,	Simulation de diagenèse sédimentaire	<i>Idem</i>	Scénarios de réduction d'apports	

Rivières et	MIKE HYDRO river	Cours d'eau	1DH	Cycles C, N, P, oxygène	Interface utilisateur convivial	<i>Idem</i>	Scénarios de modification de rejets	Logiciel payant, peu décrit et figé
	PEGASE	Bassins-versants et réseau fluvial	1DH ramifié	Cycles N, P, DBO, oxygène	Couplé à un SIG, avec interface utilisateur convivial	<i>Idem</i>	Scénarios de modification de rejets ponctuels et diffus	Pas de nappe ni de sédiment
	RIVERSTRALER	Réseau fluvial Évolution pluridécennale de l'eutrophisation des grands fleuves	1DH ramifié	Cycles C, N, P, Si, oxygène	Diatomées, chlorophycées, cyanobactéries ; couplé à un GIS (plateforme pyNuts)	<i>Idem</i> +mesures décadaires de débit en plusieurs points	Scénarios de réduction de rejets ponctuels et diffus	Pas d'états transitoires en dessous de la décade, pas de nappe
	PROSE-RIVE	Cours d'eau	1DH non ramifié	Cycles N, P, DBO, bactéries, oxygène	Divers types de matière détritique	<i>Idem</i>	Effet d'aménagements des rejets sur O ₂	Pas de réseau fluvial, ni nappe, ni sédiment
Estuaires, lagunes et mer côtière	MIKE 3 ECO	Côtier	3D cartésien	Cycles C, N, P, oxygène	Interface utilisateur convivial	Marée aux limites + météo + apports fluviaux	Optimisation de rejets	Logiciel payant, peu décrit et figé
	DELWAQ	Côtier	3D volumique curviligne	Cycles N, P, Si, oxygène	N groupes phyto, macrophytes, pH, réseau trophique	<i>Idem</i>	Eutrophisation lagunaire et côtière	Logiciel payant complexité
	MIRO&CO	Côtier	3D cartésien	Cycles N, P, Si	Phyto <i>Phaeocystis</i> , traçage N	<i>Idem</i> + apports atmosphériques N	Blooms <i>Phaeocystis</i> , scénarios DCE	Pas de sédiment
	ECOMARS3D	Côtier	3D cartésien	Cycles N, P, Si, oxygène	Ulves, trois phytotoxiques, traçage N	<i>Idem</i> + apports atmosphériques N	Marées vertes, scénarios DCE	Pas de biochimie dans le sédiment
	ERSEM	Côtier	0D à 3D	Cycles C, N, P, Si, oxygène	Quotas généralisés, trois groupes phyto, biogéochimie dans le sédiment	<i>Idem</i>	Eutrophisation mer du Nord et Méditerranée	Très complexe, difficile à calibrer
	MOHID	Estuaire et côtier	3D cartésien	Cycles N, P, DBO, oxygène	Calcul de flux intégrés par zones, couplage avec modèle de bassins-versants	<i>Idem</i>	Estuaires et lagunes	Écologie rudimentaire
	WQMAP	Côtier	3D curviligne	Cycles N, P, oxygène	Bathymétrie sur système d'information géographique mondial	<i>Idem</i>	Rejets industriels et urbains	Ni macrophytes, ni réseau trophique
	ECOPATH-ECOSIM	Écosystème marin	0D	Réseau trophique complexe	Calculs d'indices de transfert de la matière dans le réseau	Apports nutriments, contraintes écophysiological	Réponses des espèces exploitées à l'eutrophisation	Pas de physique spatialisée

6.9. Bibliographie

- Abbott, M.B.; Bathurst, J.C.; Cunge, J.A.; O'Connell, P.E.; Rasmussen, J., 1986. An introduction to the european hydrological system - systeme hydrologique europeen - SHE: 1 history and philosophy of a physically-based , distributed modeling system. *Journal of Hydrology*, 87 (1-2): 45-59. 10.1016/0022-1694(86)90114-9
- Abbott, M.B.; Bathurst, J.C.; Cunge, J.A.; O'Connell, P.E.; Rasmussen, J., 1986. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87 (1-2): 61-77. 10.1016/0022-1694(86)90115-0
- Adamack, A.T.; Rose, K.A.; Breitbart, D.L.; Nice, A.J.; Lung, W.S., 2012. Simulating the effect of hypoxia on bay anchovy egg and larval mortality using coupled watershed, water quality, and individual-based predation models. *Marine Ecology Progress Series*, 445: 141-160. 10.3354/meps09438
- Adams, R.; Quinn, P.F.; Bowes, M.J., 2015. The Catchment Runoff Attenuation Flux Tool, a minimum information requirement nutrient pollution model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (4): 1641-1657. 10.5194/hess-19-1641-2015
- Aherne, J.; Posch, M.; Forsius, M.; Lehtonen, A.; Harkonen, K., 2012. Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry*, 107 (1-3): 471-488. 10.1007/s10533-010-9569-4
- Ahlvik, L.; Ekholm, P.; Hyytiainen, K.; Pitkanen, H., 2014. An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environmental Modelling & Software*, 55: 164-175. 10.1016/j.envsoft.2014.01.027
- Akdogan, Z.; Guven, B.; Balcioglu, I., 2016. Modeling nutrient and heavy metal transport at selected catchments in the Mamara region. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25 (4): 969-980
- Aksoy, H.; Kavvas, M.L., 2005. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena*, 64 (2-3): 247-271. 10.1016/j.catena.2005.08.008
- Alejandro, D.J., 2006. A hillslope erosion submodel for use with rainfall-runoff models in GIS. In: Demuth, S.; Gustard, A.; Planos, E.; Scatena, F.; Servat, E., eds. *Climate Variability and Change - Hydrological Impacts*. Wallingford: Int Assoc Hydrological Sciences (Iahs Publication), Vol.308, 86-90
- Alexander, R.B.; Smith, R.A.; Schwarz, G.E., 2004. Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters of the United States using a spatially referenced Watershed model. *Water Science and Technology*, 49 (3): 1-10
- Allegretto, W.; Papini, D., 2008. Analysis of a lagoon ecological model with anoxic crises and impulsive harvesting. *Mathematical and Computer Modelling*, 47 (7-8): 675-686. 10.1016/j.mcm.2007.06.002
- Almasri, M.N.; Kaluarachchi, J.J., 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, 343 (3-4): 211-229. 10.1016/j.jhydrol.2007.06.016
- Almroth, E.; Skogen, M.D., 2010. A North Sea and Baltic Sea Model Ensemble Eutrophication Assessment. *Ambio*, 39 (1): 59-69. 10.1007/s13280-009-0006-7
- Almroth-Rosell, E.; Eilola, K.; Kuznetsov, I.; Hall, P.O.J.; Meier, H.E.M., 2015. A new approach to model oxygen dependent benthic phosphate fluxes in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 144: 127-141. 10.1016/j.jmarsys.2014.11.007
- Alonso Fernandez, J.R.; Garcia Nieto, P.J.; Diaz Muniz, C.; Alvarez Anton, J.C., 2014. Modeling eutrophication and risk prevention in a reservoir in the Northwest of Spain by using multivariate adaptive regression splines analysis. *Ecological Engineering*, 68: 80-89. 10.1016/j.ecoleng.2014.03.094
- Alvera-Azcarate, A.; Ferreira, J.G.; Nunes, J.P., 2003. Modelling eutrophication in mesotidal and macrotidal estuaries. The role of intertidal seaweeds. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57 (4): 715-724. 10.1016/s0272-7714(02)00413-4

- Ambrose, R.B.; Wool, T.A.; Connolly, J.P., 1988. WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model- Model Theory, User's Manual and Programmer's Guide US Environmental Protection Agency, Athens, Ga, USA.
- Ambrose, R.B.; Wool, T.A.; Martin, J.L., 1993. WASP5, A Hydrodynamic and Water Quality Model- Model Theory, User's Manual and Programmer's Guide US Environmental Protection Agency, Athens, Ga, USA.
- Amore, E.; Modica, C.; Nearing, M.A.; Santoro, V.C., 2004. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. *Journal of Hydrology*, 293 (1-4): 100-114. 10.1016/j.jhydrol.2004.01.018
- Anctil, F.; Filion, M.; Tournebize, J., 2009. A neural network experiment on the simulation of daily nitrate-nitrogen and suspended sediment fluxes from a small agricultural catchment. *Ecological Modelling*, 220 (6): 879-887. 10.1016/j.ecolmodel.2008.12.021
- Andersen, H.E.; Kronvang, B.; Larsen, S.E., 1999. Agricultural practices and diffuse nitrogen pollution Denmark: Empirical leaching and catchment models. *Water Science and Technology*, 39 (12): 257-264. 10.1016/S0273-1223(99)00342-x
- Antenucci, J.P.; Alexander, R.; Romero, J.R.; Imberger, J., 2003. Management strategies for a eutrophic water supply reservoir--San Roque, Argentina. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 47: 149-155
- Antonopoulos, V.Z.; Gianniou, S.K., 2003. Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece. *Ecological Modelling*, 160 (1-2): 39-53. 10.1016/S0304-3800(02)00286-7
- Aparicio Medrano, E.; Uittenbogaard, R.E.; Dionisio Pires, L.M.; van de Wiel, B.J.H.; Clercx, H.J.H., 2013. Coupling hydrodynamics and buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa* for its vertical distribution in lakes. *Ecological Modelling*, 248: 41-56. 10.1016/j.ecolmodel.2012.08.029
- Arabi, M.; Govindaraju, R.S.; Engel, B.; Hantush, M., 2007. Multiobjective sensitivity analysis of sediment and nitrogen processes with a watershed model. *Water Resources Research*, 43 (6). 10.1029/2006wr005463
- Arheimer, B.; Brandt, M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27 (6): 471-480
- Arhonditsis, G.B.; Kim, D.-K.; Shimoda, Y.; Zhang, W.; Watson, S.; Mugalingam, S.; Dittrich, M.; Geater, K.; McClure, C.; Keene, B.; Morley, A.; Richards, A.; Long, T.; Rao, Y.R.; Kalinauskas, R., 2016. Integration of best management practices in the Bay of Quinte watershed with the phosphorus dynamics in the receiving waterbody: What do the models predict? *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 19 (1): 1-18. 10.1080/14634988.2016.1130566
- 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
- Arismendez, S.S.; Kim, H.C.; Brenner, J.; Montagna, P.A., 2009. Application of watershed analyses and ecosystem modeling to investigate land-water nutrient coupling processes in the Guadalupe Estuary, Texas. *Ecological Informatics*, 4 (4): 243-253. 10.1016/j.ecoinf.2009.07.002
- Armour, J.D.; Hateley, L.R.; Pitt, G.L., 2009. Catchment modelling of sediment, nitrogen and phosphorus nutrient loads with SedNet/ANNEX in the Tully-Murray basin. *Marine and Freshwater Research*, 60 (11): 1091-1096. 10.1071/mf08345
- Arndt, S.; Lacroix, G.; Gypens, N.; Regnier, P.; Lancelot, C., 2011. Nutrient dynamics and phytoplankton development along an estuary-coastal zone continuum: A model study. *Journal of Marine Systems*, 84 (3-4): 49-66. 10.1016/j.jmarsys.2010.08.005
- Arnell, N.W.; Gosling, S.N., 2013. The impacts of climate change on river flow regimes at the global scale. *Journal of Hydrology*, 486: 351-364. 10.1016/j.jhydrol.2013.02.010
- Arnold, J.G.; Fohrer, N., 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19 (3): 563-572. 10.1002/hyp.5611

- 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
- Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R., 1998. LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1): 73-89. 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x
- Arnold, J.G.; Williams, J.R.; Maidment, D.R., 1995. Continuous -time water and sediment routing model for large basins. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 121 (2): 171-183. 10.1061/(asce)0733-9429(1995)121:2(171)
- Artioli, Y.; Bendoricchio, G.; Palmeri, L., 2005. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *A special issue in memory of Guisepe Bendoricchio*, 184 (1): 55-68. 10.1016/j.ecolmodel.2004.11.008
- Asaeda, T.; Trung, V.K.; Manatunge, J., 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquatic Botany*, 68 (3): 217-237. 10.1016/S0304-3770(00)00123-6
- Asaeda, T.; Trung, V.K.; Manatunge, J.; Van Bon, T., 2001. Modelling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. *Ecological Engineering*, 16 (3): 341-357. 10.1016/S0925-8574(00)00120-8
- Ascough, J.C.; Baffaut, C.; Nearing, M.A.; Liu, B.Y., 1997. The WEPP watershed model .1. Hydrology and erosion. *Transactions of the Asae*, 40 (4): 921-933
- Ascough, J.C.; Flanagan, D.C.; Nearing, M.A.; Engel, B.A., 2013. Sensitivity and first-order/Monte Carlo uncertainty analysis of the WEPP hillslope erosion model. *Transactions of the Asabe*, 56 (2): 437-452
- Ashida, K.; Michiue, M., 1972. Studies on bed load transportation for nonuniform sediment and river bed variation. Disaster Prevention Research Institute Annuals.
- Bacher, C.; Millet, B.; Vaquer, A., 1997. Modelling the impact of cultivated filter-feeders on phytoplanktonic biomass of the Thau lagoon (France). *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences Serie Iii-Sciences De La Vie-Life Sciences*, 320 (1): 73-81. 10.1016/s0764-4469(99)80089-4
- Baeta, A.; Niquil, N.; Marques, J.C.; Patricio, J., 2011. Modelling the effects of eutrophication, mitigation measures and an extreme flood event on estuarine benthic food webs. *Ecological Modelling*, 222 (6): 1209-1221. 10.1016/j.ecolmodel.2010.12.010
- Bagnold, R.A., 1977. Bed load transport by natural rivers. *Water Resources Research*, 13 (2): 303-312. 10.1029/WR013i002p00303
- Baird, M.E.; Walker, S.J.; Wallace, B.B.; Webster, I.T.; Parslow, J.S., 2003. The use of mechanistic descriptions of algal growth and zooplankton grazing in an estuarine eutrophication model. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56 (3-4): 685-695. 10.1016/s0272-7714(02)00219-6
- Barausse, A.; Duci, A.; Mazzoldi, C.; Artioli, Y.; Palmeri, L., 2009. Trophic network model of the Northern Adriatic Sea: Analysis of an exploited and eutrophic ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 83 (4): 577-590. 10.1016/j.ecss.2009.05.003
- Barendregt, A.; Bio, A.M.F., 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Modelling the structure of aquatic communities: concepts, methods and problems.*, 160 (3): 205-217. 10.1016/S0304-3800(02)00254-5
- Baretta, J.W.; Ruardij, P.; Vested, H.J.; Barettabekker, J.G., 1994. Eutrophication modeling of the North-sea - 2 different approaches. *Ecological Modelling*, 75: 471-483. 10.1016/0304-3800(94)90041-8
- Baretta-Bekker, J.G.; Baretta, J.W.; Ebenhoh, W., 1997. Microbial dynamics in the marine ecosystem model ERSEM II with decoupled carbon assimilation and nutrient uptake. *Journal of Sea Research*, 38 (3-4): 195-211. 10.1016/s1385-1101(97)00052-x
- Barton, D.N.; Saloranta, T.; Moe, S.J.; Eggestad, H.O.; Kuikka, S., 2008. Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management - Pros and cons in evaluating

- nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin. *Ecological Economics*, 66 (1): 91-104. 10.1016/j.ecolecon.2008.02.012
- Bartram, J.; Carmichael, W.; Chorus, I.; Jones, G.; Skulberg, O., 1999. Introduction. *Toxic Cyanobacteria in Water*. E & FN Spon ed. London and New York: Chorus I. and Bartram J.
- Beasley, D.B.; Huggins, L.F.; Monke, E.J., 1980. ANSWERS - A model for watershed planning. *Transactions of the Asae*, 23 (4): 938-944
- Beaujouan, V.; Durand, P.; Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137 (1): 93-105. 10.1016/S0304-3800(00)00435-X
- Beck, N.G.; Fisher, A.T.; Bruland, K.W., 2001. Modeling water, heat, and oxygen budgets in a tidally dominated estuarine pond. *Marine Ecology Progress Series*, 217: 43-58. 10.3354/meps217043
- Bell, V.A.; George, D.G.; Moore, R.J.; Parker, J., 2006. Using a 1-D mixing model to simulate the vertical flux of heat and oxygen in a lake subject to episodic mixing. *Ecological Modelling*, 190: 41-54
- Belov, A.P.; Giles, J.D., 1997. Dynamical model of buoyant cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 349 (1-3): 87-97. 10.1023/A:1003049629490
- Bencala, K.E., 1993. A Perspective on Stream-Catchment Connections. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (1): 44-47. 10.2307/1467684
- 10.2307/1467684</p>
</p>
<p>Bendoricchio, G.; Coffaro, G.; Demarchi, C., 1994. A trophic model for ulva-rigida in the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 75: 485-496. 10.1016/0304-3800(94)90042-6
- <p>Benhamou, C.; Salmon-Monviola, J.; Durand, P.; Grimaldi, C.; Merot, P., 2013. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed.
- Agricultural Water Management*
- , 121: 62-72. 10.1016/j.agwat.2013.01.004
<p>Beniston, M., 2006. Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps.
<p>Benoit, P.; Gratton, Y.; Mucci, A., 2006. Modeling of dissolved oxygen levels in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Coupling of benthic and pelagic processes.
- Marine Chemistry*
- , 102 (1-2): 13-32. 10.1016/j.marchem.2005.09.015
<p>Bergamasco, A.; Zago, C., 1999. Exploring the nitrogen cycle and macroalgae dynamics in the lagoon of Venice using a multibox model.
- Estuarine Coastal and Shelf Science*
- , 48 (2): 155-175. 10.1006/ecss.1998.0418
<p>Berger, R.; Bergstrom, L.; Graneli, E.; Kautsky, L., 2004. How does eutrophication affect different life stages of Fucus vesiculosus in the Baltic Sea? a conceptual model.
- Hydrobiologia*
- , 514 (1-3): 243-248. 10.1023/B:hydr.0000018222.44511.b7
<p>Bergstrom, U.; Sundblad, G.; Downie, A.L.; Snickars, M.; Bostrom, C.; Lindegarth, M., 2013. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling.
- Journal of Applied Ecology*
- , 50 (3): 680-690. 10.1111/1365-2664.12083
<p>Bernard-Jannin, L.; Brito, D.; Sun, X.; Jauch, E.; Neves, R.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.-M., 2016. Spatially distributed modelling of surface water-groundwater exchanges during overbank flood events – a case study at the Garonne River.
- Advances in Water Resources*
- , 94: 146-159. 10.1016/j.advwatres.2016.05.008
<p>Bierman, V.; Hinz, S.; Zhu, D.; Wiseman, W.; Rabalais, N.; Turner, R., 1994. A preliminary mass-balance model of primary productivity and dissolved-oxygen in the Mississippi river plume inner gulf shelf region.
- Estuaries*
- , 17 (4): 886-899. 10.2307/1352756
<p>Billen, G.; Degardin, P.; Even, S.; Thomas, W., 1995. Intercomparaison des modeles Kalito, Monet et Prose Agence de l'Eau Seine-Normandie.
<p>Billen, G.; Garnier, J.; Lassaletta, L., 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales.
- Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*
- , 368 (1621): 20130123-20130123. 10.1098/rstb.2013.0123

- Billen, G.; Garnier, J.; Rousseau, V., 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia*, 540 (1): 47-67. 10.1007/s10750-004-7103-1
- Billen, G.; Thieu, V.; Garnier, J.; Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Reactive nitrogen in agroecosystems: Integration with greenhouse gas interactions*, 133 (3): 234-246. 10.1016/j.agee.2009.04.018
- Bingner, R.L.; Theurer, F.D.; Yuan, Y., 2015. AnnAGNPS Technical processes.
- Birkinshaw, S.J.; Ewen, J., 2000. Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using SHETRAN. *Journal of Hydrology*, 230 (1-2): 18-33. 10.1016/S0022-1694(00)00173-6
- Birkinshaw, S.J.; Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology*, 230 (1-2): 1-17. 10.1016/S0022-1694(00)00174-8
- Boegman, L.; Loewen, M.R.; Culver, D.A.; Hamblin, P.F.; Charlton, M.N., 2008. Spatial-dynamic modeling of algal biomass in Lake Erie: Relative impacts of dreissenid mussels and nutrient loads. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 134 (6): 456-468. 10.1061/(ASCE)-0733-9372(2008)134:6(456)
- Boehrer, B.; Schultze, M., 2009. Density Stratification and Stability. In: Likens, G.E., ed. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Academic Press, 583-593
- Bondavalli, C., 2003. Effect of eutrophication upon radionuclide dynamics in the Sacca di Goro lagoon (Po River Delta, Italy): a combined field, experimental and modeling study. *Environmental Pollution*, 125 (3): 433-446. 10.1016/S0269-7491(03)00076-9
- Bonnet, M.P.; Poulin, M., 2004. DyLEM-1D: a 1D physical and biochemical model for planktonic succession, nutrients and dissolved oxygen cycling application to a hyper-eutrophic reservoir. *Ecological Modelling*, 180 (2-3): 317-344. 10.1016/j.ecolmodel.2004.04.037
- Booth, M.S.; Campbell, C., 2007. Spring nitrate flux in the Mississippi River Basin: A landscape model with conservation applications. *Environmental Science & Technology*, 41 (15): 5410-5418. 10.1021/es070179e
- Borah, D.K., 1989. Runoff simulation-model for small watersheds. *Transactions of the Asae*, 32 (3): 881-886
- Borsuk, M.E.; Higdon, D.; Stow, C.A.; Reckhow, K.H., 2001. A Bayesian hierarchical model to predict benthic oxygen demand from organic matter loading in estuaries and coastal zones. *Ecological Modelling*, 143 (3): 165-181. 10.1016/S0304-3800(01)00328-3
- Borsuk, M.E.; Powers, S.P.; Peterson, C.H., 2002. A survival model of the effects of bottom-water hypoxia on the population density of an estuarine clam (*Macoma balthica*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (8): 1266-1274. 10.1139/f02-093
- Borsuk, M.E.; Stow, C.A.; Luettich, R.A.; Paerl, H.W.; Pinckney, J.L., 2001. Modelling oxygen dynamics in an intermittently stratified estuary: Estimation of process rates using field data. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52 (1): 33-49. 10.1006/ecss.2000.0726
- Borsuk, M.E.; Stow, C.A.; Reckhow, K.H., 2004. A Bayesian network of eutrophication models for synthesis, prediction, and uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 173 (2-3): 219-239. 10.1016/j.ecolmodel.2003.08.020
- Botter, G.; Settin, T.; Marani, M.; Rinaldo, A., 2006. A stochastic model of nitrate transport and cycling at basin scale. *Water Resources Research*, 42 (4). 10.1029/2005wr004599
- Boulétreau, S.; Garabétian, F.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.-M., 2006. Assessing the importance of a self-generated detachment process in river biofilm models. *Freshwater Biology*, 51 (5): 901-912. 10.1111/j.1365-2427.2006.01541.x
- Boulétreau, S.; Izagirre, O.; Garabétian, F.; Sauvage, S.; Elosegi, A.; Sánchez-Pérez, J.-M., 2008. Identification of a minimal adequate model to describe the biomass dynamics of river epilithon. *River Research and Applications*, 24 (1): 36-53. 10.1002/rra.1046
- Bouraoui, F.; Grizzetti, B., 2014. Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. *Science of the Total Environment*, 468: 1267-1277. 10.1016/j.scitotenv.2013.07.066

- Brazier, R.E.; Beven, K.J.; Anthony, S.G.; Rowan, J.S., 2001. Implications of model uncertainty for the mapping of hillslope-scale soil erosion predictions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26 (12): 1333-1352. 10.1002/esp.266
- Brazier, R.E.; Beven, K.J.; Freer, J.; Rowan, J.S., 2000. Equifinality and uncertainty in physically based soil erosion models: Application of the glue methodology to WEPP-the water erosion prediction project-for sites in the UK and USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25 (8): 825-845. 10.1002/1096-9837(200008)25:8<aid-esp101>3.0.co;2-3
- Breuer, L.; Vache, K.B.; Julich, S.; Frede, H.G., 2008. Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 53 (5): 1059-1074. 10.1623/hysj.53.5.1059
- Bring, A.; Rogberg, P.; Destouni, G., 2015. Variability in climate change simulations affects needed long-term riverine nutrient reductions for the Baltic Sea. *Ambio*, 44: S381-S391. 10.1007/s13280-015-0657-5
- Brisson, N.; Françoise, R.; Philippe, G.; Josiane, L.; Bernard, N.; Xavier, T.; Daniel, P.; Marie-Hélène, J.; Alain, B.; Dominique, R.; Bruno, M.; Eric, J., 2002. STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22 (1): 69-92. 10.1051/agro:2001005
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussièrè, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillère, J.P.; Hénault, C.; Maraux, F.; Seguin, B.; Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy*, 18 (3): 309-332. 10.1016/S1161-0301(02)00110-7
- Brisson, N.; Mary, B.; Ripoche, D.; Jeuffroy, M.H.; Ruget; Nicoullaud, B.; Philippe, G.; Florence, D.-B.; Rodrigo, A.; Carolyne, D.; Guy, R.; Nicolas, B.; Sylvie, R.; Xavier, T.; Daniel, P.; Pierre, C.; Jean-Marie, M.; Jean Marc, M.; Richard, D., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18 (5-6): 311-346. 10.1051/agro:19980501
- Brown, C.D.; Hoyer, M.V.; Bachmann, R.W.; Canfield, 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, L.C.; Barnwell, T.O., 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E—UNCAD: Documentation and User Manual US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory;
- Bruce, E.M.; Bruce, L.C.; Cowell, P.J., 2011. Incorporating geomorphic zonation in nutrient models for coastal-estuarine environments: coupling GIS and aquatic ecosystem modeling. *19th International Congress on Modelling and Simulation (Modsim2011)*: 1867-1873
- Bruce, L.C.; Cook, P.L.M.; Hipsey, M.R., 2011. Using a 3D hydrodynamic-biogeochemical model to compare estuarine nitrogen assimilation efficiency under anoxic and oxic conditions. *19th International Congress on Modelling and Simulation (Modsim2011)*: 3691-3697
- Bruce, L.C.; Hamilton, D.; Imberger, J.; Gal, G.; Gophen, M.; Zohary, T.; Hambright, K.D., 2006. A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling*, 193: 412-436
- Brush, M.J.; Nixon, S.W., 2010. Modeling the role of macroalgae in a shallow sub-estuary of Narragansett Bay, RI (USA). *Ecological Modelling*, 221 (7): 1065-1079. 10.1016/j.ecolmodel.2009.11.002
- Buffington, J.M.; Montgomery, D.R., 1997. A systematic analysis of eight decades of incipient motion studies, with special reference to gravel-bedded rivers. *Water Resources Research*, 33 (8): 1993-2029. 10.1029/96wr03190
- Burger, D.F.; Hamilton, D.P.; Pilditch, C.A., 2008. Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecological Modelling*, 211 (3-4): 411-423. 10.1016/j.ecolmodel.2007.09.028

- Buzzelli, C.; Doering, P.; Wan, Y.S.; Sun, D.T., 2014. Modeling ecosystem processes with variable freshwater inflow to the Caloosahatchee River Estuary, southwest Florida. II. Nutrient loading, submarine light, and seagrasses. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 151: 272-284. 10.1016/j.ecss.2014.09.026
- Camacho, R.A.; Martin, J.L.; Watson, B.; Paul, M.J.; Zheng, L.; Stribling, J.B., 2015. Modeling the Factors Controlling Phytoplankton in the St. Louis Bay Estuary, Mississippi and Evaluating Estuarine Responses to Nutrient Load Modifications. *Journal of Environmental Engineering*, 141 (3). 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000892
- Canal-Verges, P.; Potthoff, M.; Hansen, F.T.; Holmboe, N.; Rasmussen, E.K.; Flindt, M.R., 2014. Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae - Evaluated by agent-based modeling. *Ecological Modelling*, 272: 116-128. 10.1016/j.ecolmodel.2013.09.008
- Cao, X.J.; Zhang, H., 2006. Commentary on Study of Surface Water Quality Model. *Journal of Water Resources and Architectural Engineering* (2006): 18-21,
- 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 Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management*, 46: 1394-1407. 10.1016/j.watres.2011.12.016
- Carlsson, L.; Persson, J.; Hakanson, L., 1999. A management model to predict seasonal variability in oxygen concentration and oxygen consumption in thermally stratified coastal waters. *Ecological Modelling*, 119 (2-3): 117-134. 10.1016/S0304-3800(99)00013-7
- Carmichael, R.H.; Annett, B.; Valiela, I., 2004. Nitrogen loading to Pleasant Bay, Cape Cod: application of models and stable isotopes to detect incipient nutrient enrichment of estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 48 (1-2): 137-143. 10.1016/S0025-326X(03)00372-2
- Carpenter, S.R.; Cole, J.J.; Pace, M.L.; Wilkinson, G.M., 2016. Response of plankton to nutrients, planktivory and terrestrial organic matter: a model analysis of whole-lake experiments. *Ecology Letters*, 19 (3): 230-239. 10.1111/ele.12558
- Carraro, E.; Guyennon, N.; Hamilton, D.; Valsecchi, L.; Manfredi, E.C.; Viviano, G.; Salerno, F.; Tartari, G.; Copetti, D., 2012. Coupling high-resolution measurements to a three-dimensional lake model to assess the spatial and temporal dynamics of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in a medium-sized lake. *Hydrobiologia*, 698 (1): 77-95. 10.1007/s10750-012-1096-y
- Carraro, E.; Guyennon, N.; Viviano, G.; Manfredi, E.C.; Valsecchi, L.; Salerno, F.; Tartari, G.; Copetti, D., 2012. 16 - Impact of Global and Local Pressures on the Ecology of a Medium-Sized Pre-Alpine Lake. In: Jørgensen, F.J.; Sven, E., eds. *Developments in Environmental Modelling*. Elsevier (Models of the Ecological Hierarchy From Molecules to the Ecosphere), Vol.25, 259-274
- Carroll, R.W.H.; Warwick, J.J., 2001. Uncertainty analysis of the Carson River mercury transport model. *Ecological Modelling*, 137 (2): 211-224. 10.1016/S0304-3800(00)00438-5
- Cassell, E.A.; Kort, R.L.; Meals, D.W.; Aschmann, S.G.; Dorioz, J.M.; Anderson, D.P., 2001. Dynamic phosphorus mass balance modeling of large watersheds: long-term implications of management strategies. *Water Science and Technology*, 43 (5): 153-162
- Cassell, E.A.; Meals, D.W.; Aschmann, S.G.; Anderson, D.P.; Rosen, B.H.; Kort, R.L.; Dorioz, J.M., 2002. Use of simulation mass balance modeling to estimate phosphorus and bacteria dynamics in watersheds. *Water Science and Technology*, 45 (9): 157-166
- Caussade, B.; Chaussavoine, C.; Dalmayrac, S.; Masbernat, L., 1978. Modelisation d'écosystèmes rivières : application à un bief du Lot. *Annls Limnol.*, 14 (1-2): 139-162. 10.1051/limn/1978002
- Cea, L.; Legout, C.; Grangeon, T.; Nord, G., 2016. Impact of model simplifications on soil erosion predictions: application of the GLUE methodology to a distributed event-based model at the hillslope scale. *Hydrological Processes*, 30 (7): 1096-1113. 10.1002/hyp.10697
- Cellina, F.; De Leo, G.A.; Rizzoli, A.E.; Viaroli, P.; Bartoli, M., 2003. Economic modelling as a tool to support macroalgal bloom management: a case study (Sacca di Goro, Po river delta). *Oceanologica Acta*, 26 (1): 139-147. 10.1016/S0399-1784(02)01238-0

- Cerco, C.F., 1995. Simulation of long-term trends in Chesapeake Bay eutrophication. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 121 (4): 298-310. 10.1061/(asce)0733-9372(1995)121:4(298)
- Cerco, C.F.; Cole, T., 1993. 3-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay 3. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 119 (6): 1006-1025. 10.1061/(asce)0733-9372(1993)119:6(1006)
- Cerco, C.F.; Noel, M.R., 2013. Twenty-one-year simulation of Chesapeake Bay water quality using CE-QUAL-ICM eutrophication model. *Journal of the American Water Resources Association*, 49 (5): 1119-1133. 10.1111/jawr.12107
- Cerco, C.F.; Tillman, D.; Hagy, J.D., 2010. Coupling and comparing a spatially- and temporally-detailed eutrophication model with an ecosystem network model: An initial application to Chesapeake Bay. *Environmental Modelling & Software*, 25 (4): 562-572. 10.1016/j.envsoft.2009.09.008
- Cerdan, O.; Souchere, V.; Lecomte, V.; Couturier, A.; Le Bissonnais, Y., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena*, 46 (2-3): 189-205. 10.1016/s0341-8162(01)00166-7
- Cerro, I.; Antigueedad, I.; Srinavasan, R.; Sauvage, S.; Volk, M.; Sanchez-Perez, J.M., 2014. Simulating Land Management Options to Reduce Nitrate Pollution in an Agricultural Watershed Dominated by an Alluvial Aquifer. *Journal of Environmental Quality*, 43 (1): 67-74. 10.2134/jeq2011.0393
- Chan, T.U.; Hamilton, D.P.; Robson, B.J., 2002. Modelling phytoplankton succession and biomass in a seasonal west Australian estuary. In: Wetzel, R.G., ed. *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 28, Pt 2, Proceedings*. (International Association of Theoretical and Applied Limnology - Proceedings), Vol.28, 1086-1088
- Chang, N.B.; Wimberly, B.; Xuan, Z.M., 2012. Identification of spatiotemporal nutrient patterns in a coastal bay via an integrated k-means clustering and gravity model. *Journal of Environmental Monitoring*, 14 (3): 992-1005. 10.1039/c2em10574h
- Chanudet, V.; Fabre, V.; van der Kaaij, T., 2012. Application of a three-dimensional hydrodynamic model to the Nam Theun 2 Reservoir (Lao PDR). *Journal of Great Lakes Research*, 38: 260-269. 10.1016/j.jglr.2012.01.008
- Chapelle, A., 1995. A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling*, 80 (2-3): 131-147. 10.1016/0304-3800(94)00073-q
- Chapelle, A.; Lazure, P.; Menesguen, A., 1994. Modeling eutrophication events in a coastal ecosystem - sensitivity analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 39 (6): 529-548. 10.1016/s0272-7714(06)80008-9
- Chapelle, A.; Lazure, P.; Souchu, P., 2001. Modelling anoxia in the Thau lagoon (France). *Oceanologica Acta*, 24: S87-S97
- Chapelle, A.; Menesguen, A.; Deslous-Paoli, J.M.; Souchu, P.; Mazouni, N.; Vaquer, A.; Millet, B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*, 127 (2-3): 161-181. 10.1016/s0304-3800(99)00206-9
- Chapra, S.C.; Canale, R.P., 1991. Long-Term Phenomenological Model of Phosphorus and Oxygen for Stratified Lakes. *Water Research*, 25: 707-715
- Charru, F.; Mouilleron, H.; Eiff, O., 2004. Erosion and deposition of particles on a bed sheared by a viscous flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 519: 55-80. 10.1017/s0022112004001028
- Chau, K., 2007. Integrated water quality management in Tolo Harbour, Hong Kong: a case study. *Journal of Cleaner Production*, 15 (16): 1568-1572. 10.1016/j.jclepro.2006.07.047
- Chaussavoine, C., 1979. *Contribution la modélisation d'écosystèmes aquatiques*. INP, Toulouse.
- Chen, C.; Wiesenburg, D.; Xie, L., 1997. Influences of river discharge on biological production in the inner shelf: A coupled biological and physical model of the Louisiana-Texas shelf. *Journal of Marine Research*, 55 (2): 293-320. 10.1357/0022240973224391

- Chen, D.; Guo, Y.; Hu, M.; Dahlgren, R.A., 2015. A lagged variable model for characterizing temporally dynamic export of legacy anthropogenic nitrogen from watersheds to rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (15): 11314-11326. 10.1007/s11356-015-4377-y
- Chen, J.Y.; Ni, X.B.; Liu, M.L.; Chen, J.F.; Mao, Z.H.; Jin, H.Y.; Pan, D.L., 2014. Monitoring the occurrence of seasonal low-oxygen events off the Changjiang Estuary through integration of remote sensing, buoy observations, and modeling. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 119 (8): 5311-5322. 10.1002/2014jc010333
- Chen, Q.; Morales-Chaves, Y.; Li, H.; Mynett, A.E., 2006. Hydroinformatics techniques in eco-environmental modelling and management. *Journal of Hydroinformatics*, 8 (4): 297-316. 10.2166/hydro.2006.011
- Chen, Q.; Zhang, C.; Recknagel, F.; Guo, J.; Blanckaert, K., 2014. Adaptation and multiple parameter optimization of the simulation model SALMO as prerequisite for scenario analysis on a shallow eutrophic Lake. *Ecological Modelling*, 273: 109-116. 10.1016/j.ecolmodel.2013.11.006
- Chen, X.F.; Shen, Z.Y.; Li, Y.Y.; Yang, Y., 2015. Physical controls of hypoxia in waters adjacent to the Yangtze Estuary: A numerical modeling study. *Marine Pollution Bulletin*, 97 (1-2): 349-364. 10.1016/j.marpolbul.2015.05.067
- Cho, C.W.; Song, Y.S.; Kim, C.K.; Kim, T.I.; Han, J.S.; Woo, S.B.; An, S.; Choi, T., 2015. A Modeling Study on Hypoxia Formation in the Bottom Water of the Youngsan River Estuary, Korea. *Journal of Coastal Research*, 31 (4): 920-929. 10.2112/jcoastres-d-13-00099.1
- Chung, E.G.; Bombardelli, F.A.; Schladow, S.G., 2009. Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. *Ecological Modelling*, 220 (9-10): 1251-1265. 10.1016/j.ecolmodel.2009.01.038
- Cioffi, F.; Di Eugenio, A.; Gallerano, F., 1995. A new representation of anoxic crises in hypertrophic lagoons. *Applied Mathematical Modelling*, - 19 (- 11): - 695
- Cioffi, F.; Gallerano, F., 2001. Management strategies for the control of eutrophication processes in Fogliano lagoon (Italy): a long-term analysis using a mathematical model. *Applied Mathematical Modelling*, 25 (5): 385-426. 10.1016/s0307-904x(00)00053-6
- Cioffi, F.; Gallerano, F., 2006. From rooted to floating vegetal species in lagoons as a consequence of the increases of external nutrient load: An analysis by model of the species selection mechanism. *Applied Mathematical Modelling*, 30 (1): 10-37. 10.1016/j.apm.2005.03.004
- Cochrane, T.A.; Flanagan, D.C., 1999. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54 (4): 678-685
- Coffaro, G.; Bocci, M., 1997. Resources competition between *Ulva rigida* and *Zostera marina*: a quantitative approach applied to the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 102 (1): 81-95. 10.1016/S0304-3800(97)00096-3
- Coffaro, G.; Bocci, M.; Bendoricchio, G., 1997. Application of structural dynamic approach to estimate space variability of primary producers in shallow marine water. *Ecological Modelling*, 102 (1): 97-114. 10.1016/S0304-3800(97)00097-5
- Coffaro, G.; Sfriso, A., 1997. Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 102 (1): 55-66. 10.1016/s0304-3800(97)00094-x
- Cogle, A.L.; Lane, L.J.; Basher, L., 2003. Testing the hillslope erosion model for application in India, New Zealand and Australia. *Environmental Modelling & Software*, 18 (8-9): 825-830. 10.1016/s1364-8152(03)00082-3
- Cohen, M.J.; Shepherd, K.D.; Walsh, M.G., 2005. Empirical reformulation of the Universal Soil Loss Equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. *Geoderma*, 124 (3-4): 235-252. 10.1016/j.geoderma.2004.05.003
- Cole, B.E.; Cloern, J.E., 1987. An empirical-model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 36 (3): 299-305. 10.3354/meps036299
- Conan, C.; Bouraoui, F.; Turpin, N.; de Marsily, G.; Bidoglio, G., 2003. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*, 32 (6): 2026-2032

- Copetti, D.; Tartari, G.; Morabito, G.; Oggioni, A.; Legnani, E.; Imberger, J., 2006. A biogeochemical model of Lake Pusiano (North Italy) and its use in the predictability of phytoplankton blooms: first preliminary results. *Journal of Limnology*, 65: 59-64
- 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
- Cugier, P.; Billen, G.; Guillaud, J.; Garnier, J.; Menesguen, A., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4): 381-396. 10.1016/j.jhydrol.2004.07.049
- Cui, Y.; Zhu, G.; Li, H.; Luo, L.; Cheng, X.; Jin, Y.; Trolle, D., 2016. Modeling the response of phytoplankton to reduced external nutrient load in a subtropical Chinese reservoir using DYRESM-CAEDYM. *Lake and Reservoir Management*, 32 (2): 146-157. 10.1080/10402381.2015.1136365
- Curtarelli, M.P.; Ogashawara, I.; Alcântara, E.H.; Stech, J.L., 2015. Coupling remote sensing bio-optical and three-dimensional hydrodynamic modeling to study the phytoplankton dynamics in a tropical hydroelectric reservoir. *Remote Sensing of Environment*, 157: 185-198. 10.1016/j.rse.2014.06.013
- da Silva, A.M., 2004. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, 57 (3): 251-259. 10.1016/j.catena.2003.11.006
- da Silva, R.M.; Santos, C.A.G.; Silva, V.C.D.; Silva, L.P.E., 2013. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff-erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (11): 8977-8990. 10.1007/s10661-013-3228-x
- Dal Ferro, N.; Cocco, E.; Lazzaro, B.; Berti, A.; Morari, F., 2016. Assessing the role of agri-environmental measures to enhance the environment in the Veneto Region, Italy, with a model-based approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223: 312-325. 10.1016/j.agee.2016.08.010
- Danish Hydraulic, I., 1993. MIKE11, User Guide & Reference Manual Danish Hydraulics Institute.
- Danish Hydraulic, I., 1996. MIKE 3 Eutrophication Module, User Guide and Reference Manual, Release 2.7 Danish Hydraulic Institute.
- Das, A.; Justic, D.; Swenson, E., 2010. Modeling estuarine-shelf exchanges in a deltaic estuary: Implications for coastal carbon budgets and hypoxia. *Ecological Modelling*, 221 (7): 978-985. 10.1016/j.ecolmodel.2009.01.023
- de Vries, I.; Duijn, R.N.M.; Peeters, J.C.H.; Los, F.J.; Bokhorst, M.; Laane, R., 1998. Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *Ices Journal of Marine Science*, 55 (4): 620-634. 10.1006/jmsc.1998.0399
- Dejak, C.; Lalatta, L.M.; Meregalli, L.; Pecenik, G., 1987. Development of a mathematical eutrophication model of the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 37 (1-2): 1-20. 10.1016/0304-3800(87)90081-0
- del Barrio, P.; Ganju, N.K.; Aretxabaleta, A.L.; Hayn, M.; Garcia, A.; Howarth, R.W., 2014. Modeling future scenarios of light attenuation and potential seagrass success in a eutrophic estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 149: 13-23. 10.1016/j.ecss.2014.07.005
- Delclaux, F., 1980. *Production primaire en milieu thermiquement stratifié. Modélisation et application à la rivière Lot*. INP, Toulouse.177
- Delestre, O.; Lucas, C.; Ksinant, P.A.; Darboux, F.; Laguerre, C.; Vo, T.N.T.; James, F.; Cordier, S., 2014. SWASHES: a compilation of shallow water analytic solutions for hydraulic and environmental studies (vol 72, pg 269, 2013). *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 74 (3): 229-230. 10.1002/fld.3865
- Deneufbourg, M.; Vandenberghe, C.; Gaule, D.; Bolly, P.-Y.; Marcoen, J.M., 2013. Application of the Sustainable Nitrogen Management Program in two small agricultural watersheds (Arquennes - Belgium) and impact evaluation by monitoring of nitrate fluxes at outlets and by numerical modeling. *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement*, 17: 164-176

- Deus, R.; Brito, D.; Kenov, I.A.; Lima, M.; Costa, V.; Medeiros, A.; Neves, R.; Alves, C.N., 2013. Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Para, Brazil. *Ecological Modelling*, 253: 28-43. 10.1016/j.ecolmodel.2012.10.013
- Di Maggio, J.; Fernandez, C.; Parodi, E.R.; Soledad Diaz, M.; Estrada, V., 2016. Modeling phytoplankton community in reservoirs. A comparison between taxonomic and functional groups-based models. *Journal of Environmental Management*, 165: 31-52. 10.1016/j.jenvman.2015.08.027
- Dimberg, P.H.; Bryhn, A.C., 2014. Predicted effects from abatement action against eutrophication in two small bays of the Baltic Sea. *Environmental Earth Sciences*, 72 (4): 1191-1199. 10.1007/s12665-013-3038-z
- Dimitriou, E.; Moussoulis, E., 2010. Hydrological and nitrogen distributed catchment modeling to assess the impact of future climate change at Trichonis Lake, western Greece. *Hydrogeology Journal*, 18 (2): 441-454. 10.1007/s10040-009-0535-y
- Dippner, J.W., 1993. A lagrangian model of phytoplankton growth dynamics for the Northern Adriatic sea. *Continental Shelf Research*, 13 (2-3): 331-355. 10.1016/0278-4343(93)90113-c
- Djambazov, G.; Pericleous, K., 2015. Modelled atmospheric contribution to nitrogen eutrophication in the English Channel and the southern North Sea. *Atmospheric Environment*, 102: 191-199. 10.1016/j.atmosenv.2014.11.071
- Dodds, W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51 (1_part_2): 671-680. 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Doi, T.; Nitta, A., 1991. Ecological modeling at Osaka Bay related to long-term eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 23: 247-252. 10.1016/0025-326x(91)90682-i
- Donnelly, C.; Stromqvist, J.; Arheimer, B., 2011. Modelling climate change effects on nutrient discharges from the Baltic Sea catchment: processes and results. In: Peters, N.E.; Krysanova, V.; Lepisto, A.; Prasad, R.; Thoms, M.; Wilby, R.; Zandaryaa, S., eds. *Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts*. (IAHS Publication), Vol.348, 145-150
- Doyle, M.W.; Stanley, E.H.; Harbor, J.M., 2003. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resources Research*, 39 (1): 1011. 10.1029/2002WR001714
- Driscoll, C.T.; Chen, C.Y.; Hammerschmidt, C.R.; Mason, R.P.; Gilmour, C.C.; Sunderland, E.M.; Greenfield, B.K.; Buckman, K.L.; Lamborg, C.H., 2012. Nutrient supply and mercury dynamics in marine ecosystems: A conceptual model. *Environmental Research*, 119: 118-131. 10.1016/j.envres.2012.05.002
- Druon, J.; 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. 10.3354/meps272001
- Du, B.; Saleh, A.; Jaynes, D.B.; Arnold, J.G., 2006. Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes. *Transactions of the Asabe*, 49 (4): 949-959
- Dugdale, R.C.; Wilkerson, F.P.; Parker, A.E., 2013. A biogeochemical model of phytoplankton productivity in an urban estuary: The importance of ammonium and freshwater flow. *Ecological Modelling*, 263: 291-307. 10.1016/j.ecolmodel.2013.05.015
- Dulière, V.; Gypens, N.; Lancelot, C.; Luyten, P.; Lacroix, G., 2016. Main contributors to nitrogen content in the English Channel and the Southern Bight of the North Sea. in revision.
- Dupas, R.; Curie, F.; Gascuel-Oudou, C.; Moatar, F.; Delmas, M.; Parnaudeau, V.; Durand, P., 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*, 443: 152-162. 10.1016/j.scitotenv.2012.10.011
- Dupas, R.; Delmas, M.; Dorioz, J.M.; Garnier, J.; Moatar, F.; Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48: 396-407. 10.1016/j.ecolind.2014.08.007
- Dupas, R.; Parnaudeau, V.; Reau, R.; Jeuffroy, M.H.; Durand, P.; Gascuel-Oudou, C., 2015. Integrating local knowledge and biophysical modeling to assess nitrate losses from cropping systems in

- drinking water protection areas. *Environmental Modelling & Software*, 69: 101-110.
10.1016/j.envsoft.2015.03.009
- Dupas, R.; Salmon-Monviola, J.; Beven, K.; Durand, P.; Haygarth, P.M.; Hollaway, M.J.; Gascuel-Oudou, C., 2016. Uncertainty assessment of a dominant-process catchment model of dissolved phosphorus transfer. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 2016: 1-37. 10.5194/hess-2015-545
- Durand, P., 2004. Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France). *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (4): 793-802
- Durand, P.; Moreau, P.; Salmon-Monviola, J.; Ruiz, L.; Vertes, F.; Gascuel-Oudou, C., 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science*, 153 (6): 959-974. 10.1017/s0021859615000258
- Eckhardt, K., 2008. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, 352 (1): 168-173.
10.1016/j.jhydrol.2008.01.005
- Edelvang, K.; Kaas, H.; Erichsen, A.C.; Alvarez-Berastegui, D.; Bundgaard, K.; Jorgensen, P.V., 2005. Numerical modelling of phytoplankton biomass in coastal waters. *Journal of Marine Systems*, 57 (1-2): 13-29. 10.1016/j.jmarsys.2004.10.003
- 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
- Eilola, K.; Almroth-Rosell, E.; Meier, H.E.M., 2014. Impact of saltwater inflows on phosphorus cycling and eutrophication in the Baltic Sea: a 3D model study. *Tellus Series a-Dynamic Meteorology and Oceanography*, 66. 10.3402/tellusa.v66.23985
- Eilola, K.; Gustafsson, B.; Kuznetsov, I.; Meier, H.; Neumann, T.; Savchuk, O., 2011. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 88 (2): 267-284. 10.1016/j.jmarsys.2011.05.004
- Eilola, K.; Meier, H.; Almroth, E., 2009. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. *Journal of Marine Systems*, 75 (1-2): 163-184.
10.1016/j.jmarsys.2008.08.009
- Eilola, K.; Rosell, E.A.; Dieterich, C.; Fransner, F.; Hoglund, A.; Meier, H.E.M., 2012. Modeling Nutrient Transports and Exchanges of Nutrients Between Shallow Regions and the Open Baltic Sea in Present and Future Climate. *Ambio*, 41 (6): 586-599. 10.1007/s13280-012-0322-1
- Eisele, M.; Kiese, R.; Kramer, A.; Leibundgut, C., 2001. Application of a catchment water quality model for assessment and prediction of nitrogen budgets. *Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere*, 26 (7-8): 547-551. 10.1016/s1464-1909(01)00048-x
- Elliott, 2011. Predicting the impact of changing nutrient load and temperature on the phytoplankton of England's largest lake, Windermere. *Freshwater Biology*: 1365-2427
- Elliott; Persson, I.; Thackeray, S.J.; Blenckner, T., 2007. Phytoplankton modelling of Lake Erken, Sweden by linking the models PROBE and PROTECH. *Ecological Modelling*, 202 (3-4): 421-426.
10.1016/j.ecolmodel.2006.11.004
- Elliott; Thackeray, S.J., 2004. The simulation of phytoplankton in shallow and deep lakes using PROTECH. *Ecological Modelling*, 178 (3-4): 357-369. 10.1016/j.ecolmodel.2004.02.012
- Elliott, J.A., 2012. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Research*, 46: 1364-1371
- Elliott, J.A.; Thackeray, S.J.; Huntingford, C.; Jones, R.G., 2005. Combining a regional climate model with a phytoplankton community model to predict future changes in phytoplankton in lakes. *Freshwater Biology*, 50 (8): 1404-1411. 10.1111/j.1365-2427.2005.01409.x
- Elshaarawi, A.H., 1984. Dissolved-oxygen concentrations in Lake Erie (USA-Canada) .2. A statistical-model for dissolved-oxygen in the central basin of Lake Erie. *Journal of Hydrology*, 72 (3-4): 231-243. 10.1016/0022-1694(84)90082-9
- Engelund, F.; Hansen, E., 1967. A monograph on sediment transport in alluvial streams. Copenhagen V, Denmark. TEKNISKFORLAG.

- Esteves, M.; Faucher, X.; Galle, S.; Vauclin, M., 2000. Overland flow and infiltration modelling for small plots during unsteady rain: numerical results versus observed values. *Journal of Hydrology*, 228 (3-4): 265-282. 10.1016/S0022-1694(00)00155-4
- European Environment, A., 2012. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012*. Publication
- Evans, M.A.; Scavia, D., 2011. Forecasting hypoxia in the Chesapeake Bay and Gulf of Mexico: model accuracy, precision, and sensitivity to ecosystem change. *Environmental Research Letters*, 6 (1). 10.1088/1748-9326/6/1/015001
- Even, S.; Billen, G.; Bacq, N.; Théry, S.; Ruelland, D.; Garnier, J.; Cugier, P.; Poulin, M.; Blanc, S.; Lamy, F.; Paffoni, C., 2007. New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive. *Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed*, 375 (1): 274-291. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.019
- Ewen, J.; Parkin, G.; O'Connell, P.E., 2000. SHETRAN: distributes river basin flow and transport modeling system. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5 (3): 250-258. 10.1061/(ASCE)1084-0699(2000)5:3(250)
- Exbrayat, J.F.; Viney, N.R.; Frede, H.G.; Breuer, L., 2011. Probabilistic multi-model ensemble predictions of nitrogen concentrations in river systems. *Geophysical Research Letters*, 38. 10.1029/2011gl047522
- Exbrayat, J.F.; Viney, N.R.; Seibert, J.; Wrede, S.; Frede, H.G.; Breuer, L., 2010. Ensemble modelling of nitrogen fluxes: data fusion for a Swedish meso-scale catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14 (12): 2383-2397. 10.5194/hess-14-2383-2010
- Fadel; Lemaire, B.J.; Vinçon-Leite, B.; Atoui, A.; Slim; Tassin, B., 2016. On the successful use of a simplified model to simulate the succession of toxic cyanobacteria in a hypereutrophic reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Science and Pollution Research*, Accepted:
- Fadel, A., 2014. *Physico-chemical functioning and development of phytoplankton in Karaoun Reservoir (Lebanon). Application of a hydrodynamic-ecological model*. PhD thesis LEESU/Ecole des Ponts ParisTech Université Paris-Est, LEESU Ecole des Ponts ParisTech.
- Fan, W.; Song, J.B., 2014. A numerical study of the seasonal variations of nutrients in the Changjiang River estuary and its adjacent sea area. *Ecological Modelling*, 291: 69-81. 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.026
- Fang, X.; Stefan, H.G., 1997. Simulated climate change effects on dissolved oxygen characteristics in ice-covered lakes. *Ecological Modelling*, 103 (2-3): 209-229. 10.1016/S0304-3800(97)00086-0
- Fang, X.; Stefan, H.G., 2009. Simulations of climate effects on water temperature, dissolved oxygen, and ice and snow covers in lakes of the contiguous United States under past and future climate scenarios. *Limnology and Oceanography*, 54 (6): 2359-2370. 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2359
- Fang, X.; Stefan, H.G.; Eaton, J.G.; McCormick, J.H.; Alam, S.R., 2004. Simulation of thermal/dissolved oxygen habitat for fishes in lakes under different climate scenarios - Part 1. Cool-water fish in the contiguous US. *Ecological Modelling*, 172 (1): 13-37. 10.1016/S0304-3800(03)00282-5
- Fang, X.; Stefan, H.G.; Eaton, J.G.; McCormick, J.H.; Alam, S.R., 2004. Simulation of thermal/dissolved oxygen habitat for fishes in lakes under different climate scenarios - Part 2. Cold-water fish in the contiguous US. *Ecological Modelling*, 172 (1): 39-54. 10.1016/S0304-3800(03)00285-0
- Fang, X.; Zhang, J.; Chen, Y.; Xu, X., 2008. QUAL2K Model Used in the Water Quality Assessment of Qiantang River, China. *Water Environment Research*, 80 (11): 2125-2133. 10.2175/106143008X304794
- Fear, J.; Gallo, T.; Hall, N.; Loftin, J.; Paerl, H., 2004. Predicting benthic microalgal oxygen and nutrient flux responses to a nutrient reduction management strategy for the eutrophic Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61 (3): 491-506. 10.1016/j.ecss.2004.06.013

- 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
- Fennel, K.; Brady, D.; DiToro, D.; Fulweiler, R.; Gardner, W.; Giblin, A.; McCarthy, M.; Rao, A.; Seitzinger, S.; Thouvenot-Korppoo, M.; Tobias, C., 2009. Modeling denitrification in aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 93 (1-2): 159-178. 10.1007/s10533-008-9270-z
- Fennel, K.; Collier, R.; Larson, G.; Crawford, G.; Boss, E., 2007. Seasonal nutrient and plankton dynamics in a physical-biological model of Crater Lake. *Hydrobiologia*, 574: 265-280. 10.1007/s10750-006-2615-5
- Fennel, W., 1995. A model of the yearly cycle of nutrients and plankton in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 6 (4): 313-329. 10.1016/0924-7963(94)00031-6
- Fennel, W., 2010. A nutrient to fish model for the example of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 81 (1-2): 184-195. 10.1016/j.jmarsys.2009.12.007
- Fernandez, P.D.; Gomez, A.G.; Alba, J.G.; Diaz, C.A.; Cortezon, J.A.R., 2012. A model for describing the eutrophication in a heavily regulated coastal lagoon. Application to the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Management*, 112: 340-352. 10.1016/j.jenvman.2012.08.019
- Fernandez-Nieto, E.D.; Lucas, C.; de Luna, T.M.; Cordier, S., 2014. On the influence of the thickness of the sediment moving layer in the definition of the bedload transport formula in Exner systems. *Computers & Fluids*, 91: 87-106. 10.1016/j.compfluid.2013.11.031
- Ferrant, S.; Durand, P.; Justes, E.; Probst, J.-L.; Sanchez-Perez, J.-M., 2013. Simulating the long term impact of nitrate mitigation scenarios in a pilot study basin. *Agricultural Water Management*, 124: 85-96. 10.1016/j.agwat.2013.03.023
- Ferrant, S.; Oehler, F.; Durand, P.; Ruiz, L.; Salmon-Monviola, J.; Justes, E.; Dugast, P.; Probst, A.; Probst, J.-L.; Sanchez-Perez, J.-M., 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology*, 406 (1-2): 1-15. 10.1016/j.jhydrol.2011.05.026
- Filoso, S.; Vallino, J.; Hopkinson, C.; Rastetter, E.; Claessens, L., 2004. Modeling nitrogen transport in the Ipswich River Basin, Massachusetts, using a hydrological simulation program in fortran (HSPF). *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (5): 1365-1384. 10.1111/j.1752-1688.2004.tb01592.x
- Fitzpatrick, J.J., 2009. Assessing skill of estuarine and coastal eutrophication models for water quality managers. *Journal of Marine Systems*, 76 (1-2): 195-211. 10.1016/j.jmarsys.2008.05.018
- Flanagan, D.C.; Gilley, J.E.; Franti, T.G., 2007. Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements. *Transactions of the ASABE*, 50 (5): 1603-1612
- Flindt, M.R.; Kamp-Nielsen, L., 1997. Modelling of an estuarine eutrophication gradient. *Ecological Modelling*, 102 (1): 143-153. 10.1016/s0304-3800(97)00101-4
- Flipo, N.; Even, S.; Poulin, M.; They, S.; Ledoux, E., 2007. Modeling nitrate fluxes at the catchment scale using the integrated tool CAWAQS. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 69-79. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.016
- Flipo, N.; Mouhri, A.; Labarthe, B.; Biancamaria, S.; Rivière, A.; Weill, P., 2014. Continental hydrosystem modelling: the concept of nested stream-aquifer interfaces. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18 (8): 3121-3149. 10.5194/hess-18-3121-2014
- Fornarelli, R.; Galelli, S.; Castelletti, A.; Antenucci, J.P.; Marti, C.L., 2013. An empirical modeling approach to predict and understand phytoplankton dynamics in a reservoir affected by interbasin water transfers. *Water Resources Research*, 49 (6): 3626-3641. 10.1002/wrcr.20268
- Foster, G.R.; Moldenhauer, W.C.; Wischmeier, W.H., 1982. Transferability of U.S. technology for prediction and control of erosion in the tropics. *ASA*, 43: 135-149
- Fovet, O.; Hrachowitz, M.; Ruiz, L.; Faucheux, M.; Aquilina, L.; Molenat, J.; Durand, P.; Gascuel-Oudou, C., 2013. Monitoring and Modelling of the Long-term Effect of Changing Agriculture on Nitrate

- Concentrations in Groundwater and Streams in Small Experimental subsurface dominant watersheds. *EGU General Assembly Conference Abstracts*. 8989
- Fovet, O.; Ruiz, L.; Hrachowitz, M.; Faucheux, M.; Gascuel-Oudou, C., 2015. Hydrological hysteresis and its value for assessing process consistency in catchment conceptual models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (1): 105-123. 10.5194/hess-19-105-2015
- Fragoso, C.R.; Motta Marques, D.M.L.; Collischonn, W.; Tucci, C.E.M.; van Nes, E.H., 2008. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling*, 219 (1-2): 125-137. 10.1016/j.ecolmodel.2008.08.004
- Freeman, A.M.; Lamon, E.C.; Stow, C.A., 2009. Nutrient criteria for lakes, ponds, and reservoirs: A Bayesian TREED model approach. *Ecological Modelling*, 220 (5): 630-639. 10.1016/j.ecolmodel.2008.12.009
- Frisk, T., 1982. An oxygen model for Lake Haukivesi. *Hydrobiologia*, 86 (1-2): 133-139. 10.1007/BF00005800
- Frisk, T.; Bilaletdin, A.; Kaipainen, H.; Malve, O.; Mols, M., 1999. Modelling phytoplankton dynamics of the eutrophic Lake Vortsjarv, Estonia. *Hydrobiologia*, 414: 59-69. 10.1023/A:10033802912687
- Fulford, R.S.; Breitbart, 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
- Gal, G.; Hipsey, M.R.; Parparov, A.; Wagner, U.; Makler, V.; Zohary, T., 2009. Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. *Ecological Modelling*, 220: 1697-1718
- Gallegos, C.L., 2014. Long-term variations in primary production in a eutrophic sub-estuary. II. Interannual variations and modeling. *Marine Ecology Progress Series*, 502: 69-83. 10.3354/meps10713
- Gallegos, C.L.; Jordan, T.E., 1997. Seasonal progression of factors limiting phytoplankton pigment biomass in the Rhode River estuary, Maryland (USA). II. Modeling N versus P limitation. *Marine Ecology Progress Series*, 161: 199-212. 10.3354/meps161199
- Garcia, A.; Revilla, J.A.; Medina, R.; Alvarez, C.; Juanes, J.A., 2002. A model for predicting the temporal evolution of dissolved oxygen concentration in shallow estuaries. *Hydrobiologia*, 475 (1): 205-211. 10.1023/a:1020365225564
- Garnier, J.; Billen, G.; Hannon, E.; Fonbonne, S.; Videnina, Y.; Soulie, M., 2002. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54 (3): 285-308. 10.1006/ecss.2000.0648
- Gassman, P.W.; Sadeghi, A.M.; Srinivasan, R., 2014. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. *Journal of Environmental Quality*, 43 (1): 1-8. 10.2134/jeq2013.11.0466
- Gassman, P.W.; Williams, J.R.; Wang, X.; Saleh, A.; Osei, E.; Hauck, L.M.; Izaurrealde, R.C.; Flowers, J.D., 2010. The agricultural policy/environmental extender (apex) model: an emerging tool for landscape and watershed environmental analyses. *Transactions of the Asabe*, 53 (3): 711-740
- Gianni, A.; Zacharias, I., 2012. Modeling the hydrodynamic interactions of deep anoxic lagoons with their source basins. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 110: 157-167. 10.1016/j.ecss.2012.04.030
- Giblin, A.E.; Vallino, J.J., 2003. *The role of models in addressing coastal eutrophication. (Models in Ecosystem Science)*
- Giguët-Covex, C.; Arnaud, F.; Poulenard, J.; Enters, D.; Reyss, J.-L.; Millet, L.; Lazzaroto, J.; Vidal, O., 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *Journal of Paleolimnology*, 43: 171-190
- Gikas, G.D.; Yiannakopoulou, T.; Tsihrintzis, V.A., 2009. Hydrodynamic and nutrient modeling in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 44 (13): 1400-1423. 10.1080/10934520903217336
- Giri, B.S.; Karimi, I.A.; Ray, M.B., 2001. Modeling and Monte Carlo simulation of TCDD transport in a river. *Water Research*, 35 (5): 1263-1279. 10.1016/S0043-1354(00)00379-1

- Giusti, E.; Marsili-Libelli, S., 2005. Modelling the interactions between nutrients and the submersed vegetation in the Orbetello Lagoon. *Ecological Modelling*, 184 (1): 141-161. 10.1016/j.ecolmodel.2004.11.014
- Gkelis, S.; Papadimitriou, T.; Zaoutsos, N.; Leonardos, I., 2014. Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. *Harmful Algae*, 39: 322-333. 10.1016/j.hal.2014.09.002
- Gomez, E.; Ledoux, E.; Viennot, P.; Mignolet, C.; Benoit, M.; Bornerand, C.; Schott, C.; Mary, B.; Billen, G.; Ducharne, A.; Brunstein, D., 2003. An integrated modelling tool for nitrates transport in a hydrological system: Application to the river Seine basin. *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau*, (3): 38-45
- Gong, R.; Xu, L.; Wang, D.; Li, H.; Xu, J., 2016. Water Quality Modeling for a Typical Urban Lake Based on the EFDC Model. *Environmental Modeling & Assessment*, 21 (5): 643-655. 10.1007/s10666-016-9519-1
- Gowen, R.J.; Tett, P.; Jones, K.J., 1992. Predicting marine eutrophication - the yield of chlorophyll from nitrogen in Scottish coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 85 (1-2): 153-161. 10.3354/meps085153
- Graba, M.; Sauvage, S.; Majdi, N.; Mialet, B.; Moulin, F.Y.; Urrea, G.; Buffan-Dubau, E.; Tackx, M.; Sabater, S.; Sanchez-Pérez, J.-M., 2014. Modelling epilithic biofilms combining hydrodynamics, invertebrate grazing and algal traits. *Freshwater Biology*, 59 (6): 1213-1228. 10.1111/fwb.12341
- 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
- Granlund, K.; Rankinen, K.; Etheridge, R.; Seuri, P.; Lehtoranta, J., 2015. Ecological recycling agriculture can reduce inorganic nitrogen losses - model results from three Finnish catchments. *Agricultural Systems*, 133: 167-176. 10.1016/j.agsy.2014.10.015
- Green, J.C., 2005. Further comment on drag and reconfiguration of macrophytes. *Freshwater Biology*, 50 (12): 2162-2166. 10.1111/j.1365-2427.2005.01470.x
- Gregoire, M.; Lacroix, G., 2001. Study of the oxygen budget of the Black Sea waters using a 3D coupled hydrodynamical-biogeochemical model. *Journal of Marine Systems*, 31 (1-3): 175-202. 10.1016/S0924-7963(01)00052-5
- 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
- Gregoire, M.; Soetaert, K., 2010. Carbon, nitrogen, oxygen and sulfide budgets in the Black Sea: A biogeochemical model of the whole water column coupling the oxic and anoxic parts. *Ecological Modelling*, 221 (19): 2287-2301. 10.1016/j.ecolmodel.2010.06.007
- Grenney, W.J.; Teuscher, M.C.; Dixon, L.S., 1978. Characteristics of the Solution Algorithms for the QUAL II River Model. *Journal of the Water Pollution Control Federation* (1978): 151-157,
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; De Marsily, G., 2005. Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30 (8-10): 508-517. 10.1016/j.pce.2005.07.005
- Grusson, Y.; Sun, X.L.; Gascoin, S.; Sauvage, S.; Raghavan, S.; Anctil, F.; Sacher-Perez, J.M., 2015. Assessing the capability of the SWAT model to simulate snow, snow melt and streamflow dynamics over an alpine watershed. *Journal of Hydrology*, 531: 574-588. 10.1016/j.jhydrol.2015.10.070
- Guillaud, J.F.; Andrieux, F.; Menesguen, A., 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of Marine Systems*, 25 (3-4): 369-386. 10.1016/S0924-7963(00)00028-2

- Guillaud, J.F.; Menesguen, A., 1998. Modelling over twenty years (1976-1995) of the phytoplanktonic production in the Bay of Seine. *Oceanologica Acta*, 21 (6): 887-906. 10.1016/s0399-1784(99)80014-0
- Güven, B.; Howard, A., 2006. A review and classification of the existing models of cyanobacteria. *Progress in Physical Geography*, 30: 1-24
- Gypens, N.; Borges, A.V.; Lancelot, C., 2009. Effect of eutrophication on air-sea CO₂ fluxes in the coastal Southern North Sea: a model study of the past 50 years. *Global Change Biology*, 15 (4): 1040-1056. 10.1111/j.1365-2486.2008.01773.x
- Gypens, N.; Delhez, E.; Vanhoutte-Brunier, A.; Burton, S.; Thieu, V.; Passy, P.; Liu, Y.; Callens, J.; Rousseau, V.; Lancelot, C., 2013. Modelling phytoplankton succession and nutrient transfer along the Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Journal of Marine Systems*, 128: 89-105. 10.1016/j.jmarsys.2012.10.006
- Gypens, N.; Lacroix, G.; Lancelot, C., 2007. Causes of variability in diatom and Phaeocystis blooms in Belgian coastal waters between 1989 and 2003: A model study. *Journal of Sea Research*, 57 (1): 19-35. 10.1016/j.seares.2006.07.004
- Hagy, J.D.; Murrell, M.C., 2007. Susceptibility of a northern Gulf of Mexico estuary to hypoxia: An analysis using box models. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 74 (1-2): 239-253. 10.1016/j.ecss.2007.04.013
- Haith, D.A.; Hollingshead, N.; Bell, M.L.; Kreszewski, S.W.; Morey, S.J., 2012. Nutrient Loads to Cayuga Lake, New York: Watershed Modeling on a Budget. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, 138 (5): 571-580. 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000198
- Hallstam, S.; Johnson, R.K.; Willén, E.; Grandin, U., 2012. Comparison of classification-then-modelling and species-by-species modelling for predicting lake phytoplankton assemblages. *Ecological Modelling*, 231: 11-19. 10.1016/j.ecolmodel.2012.01.018
- Hamilton, D.P.; Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I -- Model description. *Ecological Modelling*, 96: 91-110. DOI: 10.1016/S0304-3800(96)00062-2
- Hannon, E.; Garnier, J.; Billen, G., 1998. Changement des flux biogéochimiques dans les rivières, le modèle Riverstrahler appliqué au Danube. *Man and River System*. Presses Ponts et Chaussées ed.: Cergreene CNRS, 273
- Hanrahan, G.; Gledhill, M.; House, W.A.; Worsfold, P.J., 2001. Phosphorus loading in the Frome catchment, UK: Seasonal refinement of the coefficient modeling approach. *Journal of Environmental Quality*, 30 (5): 1738-1746
- Hassan, H.; Hanaki, K.; Matsuo, T., 1998. A modeling approach to simulate impact of climate change in lake water quality: Phytoplankton growth rate assessment. *Water Science and Technology*, 37 (2): 177-185. 10.1016/S0273-1223(98)00022-5
- Havnø, K.; Madsen, M.; Dørge, J., 1995. *MIKE11—a generalized river modelling package*. USA: V.P. Singh (Ed.), 733–782
- 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. 53: 1227-1241
- Helminen, H.; Juntura, E.; Koponen, J.; Laihonon, P.; Ylinen, H., 1998. Assessing of long-distance background nutrient loading to the Archipelago Sea, northern Baltic, with a hydrodynamic model. *Environmental Modelling & Software*, 13 (5-6): 511-518. 10.1016/s1364-8152(98)00058-9
- Hense, I., 2010. Approaches to model the life cycle of harmful algae. *Journal of Marine Systems*, 83 (3-4): 108-114. 10.1016/j.jmarsys.2010.02.014
- Hense, I.; Beckmann, A., 2010. The representation of cyanobacteria life cycle processes in aquatic ecosystem models. *Ecological Modelling*, 221 (19): 2330-2338. 10.1016/j.ecolmodel.2010.06.014
- Hetland, R.; DiMarco, S., 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

- Hillmer, I.; van Reenen, P.; Imberger, J.; Zohary, T., 2008. Phytoplankton patchiness and their role in the modelled productivity of a large, seasonally stratified lake. *Ecological Modelling*, 218 (1-2): 49-59. 10.1016/j.ecolmodel.2008.06.017
- Hipsey, M.R.; Bruce, L.C.; Kilminster, K., 2013. A 3D hydrodynamic-biogeochemical model for assessing artificial oxygenation in a riverine salt-wedge estuary. *20th International Congress on Modelling and Simulation (Modsim2013)*: 1770-1776
- Hoang, L.; Mynett, A.; van Griensven, A., 2013. Modelling Water and Nitrogen Transport and Transformation across the Landscape at River Basin Scale Using SWAT. *Proceedings of the 35th Iahp World Congress, Vols Iii and Iv*:
- Hou, G.X.; Song, L.R.; Liu, J.T.; Xiao, B.D.; Liu, Y.D., 2004. Modeling of cyanobacterial blooms in hypereutrophic Lake Dianchi, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 19 (4): 623-629. 10.1080/02705060.2004.9664743
- Housh, M.; Yaeger, M.A.; Cai, X.; Mclsaac, G.F.; Khanna, M.; Sivapalan, M.; Ouyang, Y.; Al-Qadi, I.; Jain, A.K., 2015. Managing Multiple Mandates: A System of Systems Model to Analyze Strategies for Producing Cellulosic Ethanol and Reducing Riverine Nitrate Loads in the Upper Mississippi River Basin. *Environmental Science & Technology*, 49 (19): 11932-11940. 10.1021/acs.est.5b02712
- Howard, A.; Irish, A.E.; Reynolds, C.S., 1996. A new simulation of cyanobacterial underwater movement (SCUM'96). *Journal of Plankton Research*, 18 (8): 1375-1385. 10.1093/plankt/18.8.1375
- Howarth, R.W.; Chan, F.; Marino, R., 1999. Do top-down and bottom-up controls interact to exclude nitrogen-fixing cyanobacteria from the plankton of estuaries? An exploration with a simulation model. *Biogeochemistry*, 46 (1-3): 203-231
- Huang, J.; Gao, J.; Hoermann, G., 2012. Hydrodynamic-phytoplankton model for short-term forecasts of phytoplankton in Lake Taihu, China. *Limnologica*, 42 (1): 7-18. 10.1016/j.limno.2011.06.003
- Huang, J.; Gao, J.; Hoermann, G.; Fohrer, N., 2014. Modeling the effects of environmental variables on short-term spatial changes in phytoplankton biomass in a large shallow lake, Lake Taihu. *Environmental Earth Sciences*, 72 (9): 3609-3621. 10.1007/s12665-014-3272-z
- Huang, J.; Gao, J.; Xu, Y.; Liu, J., 2015. Towards better environmental software for spatio-temporal ecological models: Lessons from developing an intelligent system supporting phytoplankton prediction in lakes. *Ecological Informatics*, 25 (0): 49-56. 10.1016/j.ecoinf.2014.11.005
- Huang, Z.; Xue, B.; Pang, Y., 2009. Simulation on stream flow and nutrient loadings in Gucheng Lake, Low Yangtze River Basin, based on SWAT model. *Quaternary International*, 208: 109-115. 10.1016/j.quaint.2008.12.018
- Hull, V.; Parrella, L.; Falcucci, M., 2008. Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 211 (3-4): 468-480. 10.1016/j.ecolmodel.2007.09.023
- Humborg, C.; Fennel, K.; Pastuszak, M.; Fennel, W., 2000. A box model approach for a long-term assessment of estuarine eutrophication, Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Journal of Marine Systems*, 25 (3-4): 387-403. 10.1016/s0924-7963(00)00029-4
- Hunsaker, C.T.; Levine, D.A., 1995. Hierarchical Approaches to the Study of Water Quality in Rivers. *BioScience*, 45 (3): 193-203. 10.2307/1312558
- Huszar, V.L.M.; Caraco, N.F.; Roland, F.; Cole, J., 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, 79 (1-2): 239-250. 10.1007/s10533-006-9007-9
- leong, I.I.; Lou, I.; Ung, W.K.; Mok, K.M., 2015. Using Principle Component Regression, Artificial Neural Network, and Hybrid Models for Predicting Phytoplankton Abundance in Macau Storage Reservoir. *Environmental Modeling & Assessment*, 20 (4): 355-365. 10.1007/s10666-014-9433-3
- Imboden, D.M., 1974. Phosphorus model of lake eutrophication: P model of lake eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 19 (2): 297-304. 10.4319/lo.1974.19.2.0297
- Imboden, D.M.; Gächter, R., 1978. A dynamic lake model for trophic state prediction. *Ecological Modelling*, 4 (2): 77-98. 10.1016/0304-3800(78)90001-7

- Inkala, A.; Hellsten, S.; Heikkinen, M., 1998. Integrated 3D modelling of water circulation and the dynamics of phytoplankton; the effects of a planned reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 83: 681-688
- Janssen, H.; Schroder, T.; Zettler, M.L.; Pollehne, F., 2015. Offshore wind farms in the southwestern Baltic Sea: A model study of regional impacts on oxygen conditions. *Journal of Sea Research*, 95: 248-257. 10.1016/j.seares.2014.05.001
- Jarvie, H.P.; Wade, A.J.; Butterfield, D.; Whitehead, P.G.; Tindall, C.I.; Virtue, W.A.; Dryburgh, W.; McGraw, A., 2002. Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 433-453
- Jégo, G.; Martinez, M.; Antigüedad, I.; Launay, M.; Sanchez-Pérez, J.-M.; Justes, E., 2008. Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Science of the Total Environment*, 394 (2): 207-221
- Jenny, J.P.; Arnaud, F.; Dorioz, J.M.; Covex, C.G.; Frossard, V.; Sabatier, P.; Millet, L.; Reyss, J.L.; Tachikawa, K.; Bard, E.; Pignol, C.; Soufi, F.; Romeyer, O.; Perga, M.E., 2013. A spatiotemporal investigation of varved sediments highlights the dynamics of hypolimnetic hypoxia in a large hard-water lake over the last 150 years. *Limnology and Oceanography*, 58: 1395-1408. 10.4319/lo.2013.58.4.1395
- Jetten, V.; de Roo, A.; Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *Catena*, 37 (3-4): 521-541. 10.1016/s0341-8162(99)00037-5
- Jha, M.; Gassman, P.W.; Secchi, S.; Gu, R.; Arnold, J., 2004. Effect of watershed subdivision on swat flow, sediment, and nutrient predictions. *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (3): 811-825. 10.1111/j.1752-1688.2004.tb04460.x
- Johnes, P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183 (3-4): 323-349. 10.1016/0022-1694(95)02951-6
- Jones, I.D.; Elliott, J.A., 2007. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. *Freshwater Biology*, 52 (6): 988-997. 10.1111/j.1365-2427.2007.01746.x
- Jones, J.B.; Mulholland, P.J., 2000. *Streams and Ground Waters - 1st Edition*. New York.: Elsevier
- Jørgensen, S.E., 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecological Modelling*, 2 (2): 147-165. 10.1016/0304-3800(76)90030-2
- Jørgensen, S.E., 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling*, 221: 689-692. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2009.10.022
- Jørgensen, S.E.; Bendoricchio, G., 2001. *Fundamentals of Ecological Modelling, Volume 21 - 4th Edition*. Amsterdam: Elsevier
- Julien, P.; Simons, D.B.; Li, R.M., 1984. IMPINGEMENT OF WATER JETS ON NONUNIFORM STREAM BED - DISCUSSION. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 110 (6): 861-863
- Justic, D.; Bierman, V.; Scavia, D.; Hetland, R., 2007. Forecasting Gulf's hypoxia: The next 50 years? *Estuaries and Coasts*, 30 (5): 791-801
- Justic, D.; Rabalais, N.; Turner, R., 2003. Simulated responses of the Gulf of Mexico hypoxia to variations in climate and anthropogenic nutrient loading. *Journal of Marine Systems*, 42 (3-4): 115-126. 10.1016/S0924-7963(03)00070-8
- Justic, D.; Rabalais, N.N.; Turner, R.E., 2002. Modeling the impacts of decadal changes in riverine nutrient fluxes on coastal eutrophication near the Mississippi River Delta. *Ecological Modelling*, 152 (1): 33-46. 10.1016/s0304-3800(01)00472-0
- Kampf, S.K.; Burges, S.J., 2007. A framework for classifying and comparing distributed hillslope and catchment hydrologic models. *Water Resources Research*, 43 (5). 10.1029/2006wr005370
- Kannel, P.R.; Kanel, S.R.; Lee, S.; Lee, Y.-S.; Gan, T.Y., 2011. A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams. *Environmental Modeling & Assessment*, 16 (2): 183-204. 10.1007/s10666-010-9235-1

- Karim, M.R.; Sekine, M.; Higuchi, T.; Imai, T.; Ukita, M., 2003. Simulation of fish behavior and mortality in hypoxic water in an enclosed bay. *Ecological Modelling*, 159 (1): 27-42. 10.1016/s0304-3800(02)00282-x
- Karim, M.R.; Sekine, M.; Ukita, M., 2002. Simulation of eutrophication and associated occurrence of hypoxic and anoxic condition in a coastal bay in Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 45 (1-12): 280-285. 10.1016/s0025-326x(02)00098-x
- Karim, M.R.; Sekine, M.; Ukita, M., 2003. A model of fish preference and mortality under hypoxic water in the coastal environment. *Marine Pollution Bulletin*, 47 (1-6): 25-29. 10.1016/s0025-326x(02)00409-5
- Karydas, C.G.; Panagos, P.; Gitas, I.Z., 2014. A classification of water erosion models according to their geospatial characteristics. *International Journal of Digital Earth*, 7 (3): 229-250. 10.1080/17538947.2012.671380
- Kasih, G.A.A.; Kitada, T., 2004. Numerical simulation of water quality response to nutrient loading and sediment resuspension in Mikawa Bay, central Japan: quantitative evaluation of the effects of nutrient-reduction measures on algal blooms. *Hydrological Processes*, 18 (16): 3037-3059. 10.1002/hyp.5748
- Kaste, O.; Wright, R.F.; Barkved, L.J.; Bjerkeng, B.; Engen-Skaugen, T.; Magnusson, J.; Saelthun, N.R., 2006. Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Science of the Total Environment*, 365 (1-3): 200-222. 10.1016/j.scitotenv.2006.02.035
- Katsev, S.; Chaillou, G.; Sundby, B.; Mucci, A., 2007. Effects of progressive oxygen depletion on sediment diagenesis and fluxes: A model for the lower St. Lawrence River Estuary. *Limnology and Oceanography*, 52 (6): 2555-2568. 10.4319/lo.2007.52.6.2555
- Kaupilla, P.; Meeuwig, J.J.; Pitkanen, H., 2003. Predicting oxygen in small estuaries of the Baltic Sea: a comparative approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57 (5-6): 1115-1126. 10.1016/s0272-7714(03)00014-3
- Kerimoglu; Jacquet; Vinçon-Leite, B.; Lemaire Bruno, J.; Rimet; Trévisan; Anneville, 2016. Modelling the plankton groups of the deep, peri-alpine Lake Bourget. *Ecological Modelling*, under review:
- Kimmerer, W.J.; Smith, S.V.; Hollibaugh, J.T., 1993. A simple heuristic model of nutrient cycling in an estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37 (2): 145-159. 10.1006/ecss.1993.1048
- Kinnell, P.I.A., 1997. Runoff ratio as a factor in the empirical modelling of soil erosion by individual rainstorms. *Australian Journal of Soil Research*, 35 (1): 1-13. 10.1071/s95085
- Kinnell, P.I.A., 2007. Runoff dependent erosivity and slope length factors suitable for modelling annual erosion using the Universal Soil Loss Equation. *Hydrological Processes*, 21 (20): 2681-2689. 10.1002/hyp.6493
- Kinnell, P.I.A., 2010. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *Journal of Hydrology*, 385 (1-4): 384-397. 10.1016/j.jhydrol.2010.01.024
- Kirkby, M.J.; Abrahart, R.; McMahon, M.D.; Shao, J.; Thornes, J.B., 1998. MEDALUS soil erosion models for global change. *Geomorphology*, 24 (1): 35-49. 10.1016/s0169-555x(97)00099-8
- Kishi, M.; Ikeda, S., 1986. Population-dynamics of red tide organisms in eutrophicated coastal waters - Numerical experiment of phytoplankton bloom in the East Seto Inland sea, Japan. *Ecological Modelling*, 31 (1-4): 145-174. 10.1016/0304-3800(86)90061-x
- Knisel, W.G., 1980. *CREAMS: a field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems [USA]*. 643
- Kolesar, S.E., 2006. *The effects of low dissolved oxygen on predation interactions between Mnemiopsis leidyi ctenophores and larval fish in Chesapeake Bay ecosystem*. University of Maryland,
- Koriyama, M.; Seguchi, M.; Ishitani, T.; Isnansetyo, A., 2011. Analysis of hypoxia in the western interior parts of the Ariake Sea, Japan, using a box model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179 (1-4): 65-80. 10.1007/s10661-010-1719-6

- Korpinen, P.; Kiirikki, M.; Koponen, J.; Peltoniemi, H.; Sarkkula, J., 2004. Evaluation and control of eutrophication in Helsinki sea area with the help of a nested 3D-ecohydrodynamic model. *Journal of Marine Systems*, 45 (3-4): 255-265. 10.1016/j.jmarsys.2003.11.008
- Kratzer, C.R.; Brezonik, P.L., 1984. Application of nutrient loading models to the analysis of trophic conditions in Lake Okeechobee, Florida. *Environmental Management*, 8 (2): 109-120. 10.1007/BF01866931
- Krause, P.; Bende-Michl, U.; Fink, M.; Helmschrot, J.; Kralisch, S.; Kuenne, A., 2009. Parameter sensitivity analysis of the JAMS/J2000-S model to improve water and nutrient transport process simulation - a case study for the Duck catchment in Tasmania. *18th World Imacs Congress and Modsim09 International Congress on Modelling and Simulation: Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences*: 3179-3186
- Kromkamp, J.; Walsby, A.E., 1990. A computer-model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria. *J. Plankton Res.*, 12: 161-183
- Kronvang, B.; Bechmann, M.; Pedersen, M.L.; Flynn, N., 2003. Phosphorus dynamics and export in streams draining micro-catchments: Development of empirical models. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 166 (4): 469-474. 10.1002/jpln.200321164
- Kronvang, B.; Behrendt, H.; Andersen, H.E.; Arheimer, B.; Barr, A.; Borgvang, S.A.; Bouraoui, F.; Granlund, K.; Grizzetti, B.; Groenendijk, P.; Schwaiger, E.; Hejzlar, J.; Hoffmann, L.; Johnsson, H.; Panagopoulos, Y.; Lo Porto, A.; Reisser, H.; Schoumans, O.; Anthony, S.; Silgram, M.; Venohr, M.; Larsen, S.E., 2009. Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (3): 572-583. 10.1039/b900101h
- 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
- Kuo, J.T.; Thomann, R.V., 1983. Phytoplankton modeling in the embayments of lakes. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 109 (6): 1311-1332
- Kutas, T.; Toth, J., 1985. A stochastic-model of phytoplankton dynamics in Lake Balaton. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 21 (3-4): 241-264. 10.1080/00949658508810818
- Lacroix, G.; Ruddick, K.; Gypens, N.; Lancelot, C., 2007. Modelling the relative impact of rivers (Scheldt/Rhine/Seine) and Western Channel waters on the nutrient and diatoms/Phaeocystis distributions in Belgian waters (Southern North Sea). *Continental Shelf Research*, 27 (10-11): 1422-1446. 10.1016/j.csr.2007.01.013
- Lafren, J.M.; Elliot, W.J.; Flanagan, D.C.; Meyer, C.R.; Nearing, M.A., 1997. WEPP-predicting water erosion using a process-based model. *Journal of Soil and Water Conservation*, 52 (2): 96-102
- Lagacherie, P.; Rabotin, M.; Colin, F.; Moussa, R.; Voltz, M., 2010. Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences*, 36 (8): 1021-1032. 10.1016/j.cageo.2009.12.005
- Lajeunesse, E.; Malverti, L.; Charru, F., 2010. Bed load transport in turbulent flow at the grain scale: Experiments and modeling. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 115. 10.1029/2009jf001628
- Lancelot, C.; Gypens, N.; Billen, G.; Garnier, J.; Roubex, V., 2007. Testing an integrated river-ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years. *Journal of Marine Systems*, 64 (1-4): 216-228. 10.1016/j.jmarsys.2006.03.010
- Lancelot, C.; Passy, P.; Gypens, N., 2014. Model assessment of present-day Phaeocystis colony blooms in the Southern Bight of the North Sea (SBNS) by comparison with a reconstructed pristine situation. *Harmful Algae*, 37: 172-182. 10.1016/j.hal.2014.05.017

- Lancelot, C.; Rousseau, V.; Gypens, N., 2009. Ecologically based indicators for Phaeocystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *Journal of Sea Research*, 61 (1-2): 44-49. 10.1016/j.seares.2008.05.010
- Lancelot, C.; Spitz, Y.; Gypens, N.; Ruddick, K.; Becquevort, S.; Rousseau, V.; Lacroix, G.; Billen, G., 2005. Modelling diatom and Phaeocystis blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: the MIRO model. *Marine Ecology Progress Series*, 289: 63-78. 10.3354/meps289063
- Lancelot, C.; Staneva, J.; Gypens, N.; Institut, O., 2004. Modelling the response of coastal ecosystem to nutrient change. *Biogeochemical Silicium Cycle: Elemental to Global Scale*. (Oceanis-Serie de Documents Oceanographiques), Vol.28, 531-556
- Lancelot, C.; Staneva, J.; Van Eeckhout, D.; Beckers, J.M.; Stanev, E., 2002. Modelling the Danube-influenced north-western continental shelf of the Black Sea. II: Ecosystem response to changes in nutrient delivery by the Danube River after its damming in 1972. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 54 (3): 473-499. 10.1006/ecss.2000.0659
- Lancelot, C.; Thieu, V.; Polard, A.; Garnier, J.; Billen, G.; Hecq, W.; Gypens, N., 2011. Cost assessment and ecological effectiveness of nutrient reduction options for mitigating Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: An integrated modeling approach. *Science of the Total Environment*, 409 (11): 2179-2191. 10.1016/j.scitotenv.2011.02.023
- Laukkanen, M.; Ekholm, P.; Huhtala, A.; Pitkanen, H.; Kiirikki, M.; Rantanen, P.; Inkala, A., 2009. Integrating Ecological and Economic Modeling of Eutrophication: Toward Optimal Solutions for a Coastal Area Suffering from Sediment Release of Phosphorus. *Ambio*, 38 (4): 225-235
- Le Bissonnais, Y., 2016. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 67 (1): 11-21. 10.1111/ejss.4_12311
- Le Bissonnais, Y.; Bruand, A.; Jamagne, M., 1989. Laboratory experimental-study of soil crusting - relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. *Catena*, 16 (4-5): 377-392. 10.1016/0341-8162(89)90022-2
- Ledoux, E.; Gomez, E.; Monget, J.M.; Viavattene, C.; Viennot, P.; Ducharne, A.; Benoit, M.; Mignolet, C.; Schott, C.; Mary, B., 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 33-47. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.002
- Legovic, T., 1997. Toxicity may affect predictability of eutrophication models in the coastal sea. *Ecological Modelling*, 99 (1): 1-6. 10.1016/s0304-3800(96)01939-4
- Lehmann, A.; Hinrichsen, H.H.; Getzlaff, K.; Myrberg, K., 2014. Quantifying the heterogeneity of hypoxic and anoxic areas in the Baltic Sea by a simplified coupled hydrodynamic-oxygen consumption model approach. *Journal of Marine Systems*, 134: 20-28. 10.1016/j.jmarsys.2014.02.012
- Lenhart, H.J.; Mills, D.K.; Baretta-Bekker, H.; van Leeuwen, S.M.; van der Molen, J.; Baretta, J.W.; Blaas, M.; Desmit, X.; Kuhn, W.; Lacroix, G.; Los, H.J.; Menesguen, A.; Neves, R.; Proctor, R.; Ruardij, P.; Skogen, M.D.; Vanhoutte-Brunier, A.; Villars, M.T.; Wakelin, S.L., 2010. Predicting the consequences of nutrient reduction on the eutrophication status of the North Sea. *Journal of Marine Systems*, 81 (1-2): 148-170. 10.1016/j.jmarsys.2009.12.014
- Lenzi, M.A.; DiLuzio, M., 1997. Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the Alpone watershed using AGNPS integrated with a Geographic Information System. *European Journal of Agronomy*, 6 (1-2): 1-14. 10.1016/s1161-0301(96)02001-1
- Leon, L.F.; Smith, R.E.H.; Hipsey, M.R.; Bocaniov, S.A.; Higgins, S.N.; Hecky, R.E.; Antenucci, J.P.; Imberger, J.A.; Guildford, S.J., 2011. Application of a 3D hydrodynamic-biological model for seasonal and spatial dynamics of water quality and phytoplankton in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 37 (1): 41-53. 10.1016/j.jglr.2010.12.007
- Leon, L.F.; Smith, R.E.H.; Malkin, S.Y.; Depew, D.; Hipsey, M.R.; Antenucci, J.P.; Higgins, S.N.; Hecky, R.E.; Rao, R.Y., 2012. Nested 3D modeling of the spatial dynamics of nutrients and phytoplankton in a Lake Ontario nearshore zone. *Journal of Great Lakes Research*, 38: 171-183. 10.1016/j.jglr.2012.02.006

- Leon, L.K.; Imberger, J.; Smith, R.E.H.; Hecky, R.E.; Lam, D.C.L.; Schertzer, W.M., 2005. Modeling as a tool for nutrient management in Lake Erie: a hydrodynamics study. *Journal of Great Lakes Research*, 31: 309-318
- LePape, O.; Menesguen, A., 1997. Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France), a modelling approach. *Journal of Marine Systems*, 12 (1-4): 171-186
- Lesouef, A.; André, A., 1982. Mise au point d'un modèle de qualité de la Seine de Montereau à Poses. 1982
- Lessin, G.; Raudsepp, U.; Maljutenko, I.; Laanemets, J.; Passenko, J.; Jaanus, A., 2014. Model study on present and future eutrophication and nitrogen fixation in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 129: 76-85. 10.1016/j.jmarsys.2013.08.006
- Lewis, D.M.; Elliott, J.A.; Lambert, M.F.; Reynolds, C.S., 2002. The simulation of an Australian reservoir using a phytoplankton community model:Protech. *Ecological Modelling*, 150: 107-116. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00466-5
- DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00466-5
- Li, T.J.; Wang, G.Q.; Huang, Y.F.; Fu, X.D., 2009. Modeling the Process of Hillslope Soil Erosion in the Loess Plateau. *Journal of Environmental Informatics*, 14 (1): 1-10. 10.3808/jei.200900148
- Li, W.; Qin, B.; Zhu, G., 2014. Forecasting short- term cyanobacterial blooms in Lake Taihu, China, using a coupled hydrodynamic- algal biomass model. *Ecologyhydrology*, 7 (2): 794-802. 10.1002/eco.1402
- Li, X.Z.; Xiao, D.N.; Jongman, R.H.; Harms, W.B.; Bregt, A.K., 2003. Spatial modeling on the nutrient retention of an estuary wetland. *Ecological Modelling*, 167 (1-2): 33-46. 10.1016/s0304-3800(03)00170-4
- Li, Y.; Chen, B.-M.; Wang, Z.-G.; Peng, S.-L., 2011. Effects of temperature change on water discharge, and sediment and nutrient loading in the lower Pearl River basin based on SWAT modelling. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 56 (1): 68-83. 10.1080/02626667.2010.538396
- Li, Y.; Liu, Y.; Zhao, L.; Hastings, A.; Guo, H., 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
- Li, Y.B.; Wang, X.L.; Han, X.R.; Li, K.Q.; Zhao, X.X.; Shi, X.Y., 2008. An ecosystem model of the phytoplankton competition in the East China Sea, as based on field experiments. *Hydrobiologia*, 600: 283-296. 10.1007/s10750-007-9241-8
- Licciardello, F.; Zema, D.A.; Zimbone, S.A.; Bingner, R.L., 2007. Runoff and soil erosion evaluation by the AnnAGNPS model in a small Mediterranean watershed. *Transactions of the Asabe*, 50 (5): 1585-1593
- Lin, H.J.; Shao, K.T.; Jan, R.Q.; Hsieh, H.L.; Chen, C.P.; Hsieh, L.Y.; Hsiao, Y.T., 2007. A trophic model for the Danshuei River Estuary, a hypoxic estuary in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (11): 1789-1800. 10.1016/j.marpolbul.2007.07.008
- Lin, J.; Xie, L.; Pietrafesa, L.J.; Xu, H.; Woods, W.; Mallin, M.A.; Durako, M.J., 2008. Water quality responses to simulated flow and nutrient reductions in the Cape Fear River Estuary and adjacent coastal region, North Carolina. *Ecological Modelling*, 212 (3-4): 200-217. 10.1016/j.ecolmodel.2007.10.026
- Lin, L.; Webster, J.R.; Hwang, T.; Band, L.E., 2015. Effects of lateral nitrate flux and instream processes on dissolved inorganic nitrogen export in a forested catchment: A model sensitivity analysis. *Water Resources Research*, 51 (4): 2680-2695. 10.1002/2014wr015962
- Lin, Z.; Radcliffe, D.E.; Risse, L.M.; Romeis, J.J.; Jackson, C.R., 2009. Modeling Phosphorus in the Lake Allatoona Watershed Using SWAT: II. Effect of Land Use Change. *Journal of Environmental Quality*, 38 (1): 121-129. 10.2134/jeq2007.0111
- Lindim, C.; Becker, A.; Grueneberg, B.; Fischer, H., 2015. Modelling the effects of nutrient loads reduction and testing the N and P control paradigm in a German shallow lake. *Ecological Engineering*, 82: 415-427. 10.1016/j.ecoleng.2015.05.009

- Lindstrom, G.; Pers, C.; Rosberg, J.; Stromqvist, J.; Arheimer, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, 41 (3-4): 295-319. 10.2166/nh.2010.007
- Line, D.E.; Coffey, S.W.; Osmond, D.L., 1997. WATERSHEDSS GRASS-AGNPS model tool. *Transactions of the Asae*, 40 (4): 971-975
- Liu, B.; de Swart, H.E., 2015. Impact of river discharge on phytoplankton bloom dynamics in eutrophic estuaries: A model study. *Journal of Marine Systems*, 152: 64-74. 10.1016/j.jmarsys.2015.07.007
- Liu, H.; Xu, W.S.; Kang, H.X.; Yin, B.S.; Yang, D.Z., 2014. Numerical Simulation of the Nutrient Limitation in the Yangtze River Estuary. In: Ma, S.; Jia, L.; Li, X.; Wang, L.; Zhou, H.; Sun, X., eds. *Life System Modeling and Simulation*. (Communications in Computer and Information Science), Vol.461, 188-197
- Liu, W.C.; Chan, W.T., 2014. Assessing the influence of nutrient reduction on water quality using a three-dimensional model: case study in a tidal estuarine system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (12): 8807-8825. 10.1007/s10661-014-4045-6
- Liu, W.C.; Chen, H.H.; Hsieh, W.H.; Chang, C.H., 2006. Linking watershed and eutrophication modelling for the Shihmen Reservoir, Taiwan. *Water Science and Technology*, 54 (11-12): 39-46. 10.2166/wst.2006.834
- Liu, W.C.; Chen, W.B.; Kimura, N., 2009. Measurement of Sediment Oxygen Demand to Simulate Dissolved Oxygen Distribution: Case Study in the Main Danshuei River Estuary. *Environmental Engineering Science*, 26 (12): 1701-1711. 10.1089/ees.2009.0132
- Liu, Y.; Arhonditsis, G.B.; Stow, C.A.; Scavia, D., 2011. Predicting the Hypoxic-Volume in Chesapeake Bay with the Streeter-Phelps Model: A Bayesian Approach. *Journal of the American Water Resources Association*, 47 (6): 1348-1363. 10.1111/j.1752-1688.2011.00588.x
- Liu, Y.; Evans, M.; Scavia, D., 2010. Gulf of Mexico Hypoxia: Exploring Increasing Sensitivity to Nitrogen Loads. *Environmental Science & Technology*, 44 (15): 5836-5841. 10.1021/es903521n
- Liu, Y.; Scavia, D., 2010. Analysis of the Chesapeake Bay Hypoxia Regime Shift: Insights from Two Simple Mechanistic Models. *Estuaries and Coasts*, 33 (3): 629-639. 10.1007/s12237-009-9251-z
- Lonin, S.; Tuchkovenko, Y., 2001. Water quality modelling for the ecosystem of the Cienaga de Tesca coastal lagoon. *Ecological Modelling*, 144 (2-3): 279-293. 10.1016/S0304-3800(01)00376-3
- Lopes, J.F.; Vaz, N.; Vaz, L.; Ferreira, J.A.; Dias, J.M., 2015. Assessing the state of the lower level of the trophic web of a temperate lagoon, in situations of light or nutrient stress: A modeling study. *Ecological Modelling*, 313: 59-76. 10.1016/j.ecolmodel.2015.06.009
- Los, F.J.; Brinkman, J.J., 1988. Phytoplankton modelling by means of optimization: a 10-year experience with BLOOM II. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen*, 23 (2):
- Los, F.J.; Troost, T.A.; Van Beek, J.K.L., 2014. Finding the optimal reduction to meet all targets-Applying Linear Programming with a nutrient tracer model of the North Sea. *Journal of Marine Systems*, 131: 91-101. 10.1016/j.jmarsys.2013.12.001
- Lovato, T.; Ciavatta, S.; Brigolin, D.; Rubino, A.; Pastres, R., 2013. Modelling dissolved oxygen and benthic algae dynamics in a coastal ecosystem by exploiting real-time monitoring data. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 119: 17-30. 10.1016/j.ecss.2012.12.025
- Lowery, T.A., 1998. Modelling estuarine eutrophication in the context of hypoxia, nitrogen loadings, stratification and nutrient ratios. *Journal of Environmental Management*, 52 (3): 289-305. 10.1006/jema.1998.0180
- Luang, A.D.; De Laender, F.; Olsen, Y.; Vadstein, O.; Dewulf, J.; Janssen, C.R., 2014. Inferring time-variable effects of nutrient enrichment on marine ecosystems using inverse modelling and ecological network analysis. *Science of the Total Environment*, 493: 708-718. 10.1016/j.scitotenv.2014.06.027
- Lung, W.S., 1988. The role of estuarine modeling in nutrient control. *Water Science and Technology*, 20 (6-7): 243-252

- Lung, W.S.; Nice, A.J., 2007. Eutrophication model for the Patuxent Estuary: Advances in predictive capabilities. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 133 (9): 917-930. 10.1061/(asce)0733-9372(2007)133:9(917)
- Lung, W.S.; Testerman, N., 1989. Modeling fate and transport of nutrients in the James estuary. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 115 (5): 978-991
- Lung, W.-S.; Paerl, H.W., 1988. Modeling blue-green algal blooms in the lower neuse river. *Water Research*, 22 (7): 895-905. 10.1016/0043-1354(88)90027-9
- Luu, T.N.M.; Garnier, J.; Billen, G.; Le, T.P.Q.; Nemery, J.; Orange, D.; Le, L.A., 2012. N, P, Si budgets for the Red River Delta (northern Vietnam): how the delta affects river nutrient delivery to the sea. *Biogeochemistry*, 107 (1-3): 241-259. 10.1007/s10533-010-9549-8
- Maar, M.; Timmermann, K.; Petersen, J.K.; Gustafsson, K.E.; Storm, L.M., 2010. A model study of the regulation of blue mussels by nutrient loadings and water column stability in a shallow estuary, the Limfjorden. *Journal of Sea Research*, 64 (3): 322-333. 10.1016/j.seares.2010.04.007
- Machado, D.A.; Imberger, J., 2014. Modeling the impact of natural and anthropogenic nutrient sources on phytoplankton dynamics in a shallow coastal domain, Western Australia. *Environmental Fluid Mechanics*, 14 (1): 87-111. 10.1007/s10652-013-9296-1
- Madden, C.J.; Kemp, W.M., 1996. Ecosystem model of an estuarine submersed plant community: Calibration and simulation of eutrophication responses. *Estuaries*, 19 (2B): 457-474. 10.2307/1352463
- Magalhaes, J.; Flindt, M.R.; Marques, J.C.; Pardal, M.A., 2008. Modelling nutrient mass balance in a temperate meso-tidal estuary: Implications for management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76 (1): 175-185. 10.1016/j.ecss.2007.06.013
- Mailhot, A.; Villeneuve, J.-P., 2003. Mean-value second-order uncertainty analysis method: application to water quality modelling. *Advances in Water Resources*, 26 (5): 491-499. 10.1016/S0309-1708(03)00006-X
- Malhadas, M.S.; Mateus, M.D.; Brito, D.; Neves, R., 2014. Trophic state evaluation after urban loads diversion in a eutrophic coastal lagoon (A"bidos Lagoon, Portugal): a modeling approach. *Hydrobiologia*, 740 (1): 231-251. 10.1007/s10750-014-1956-8
- Mander, U.; Kull, A.; Kuusemets, V., 2000. Nutrient flows and land use change in a rural catchment: a modelling approach. *Landscape Ecology*, 15 (3): 187-199. 10.1023/a:1008181811552
- Markensten, H.; Moore, K.; Persson, I., 2010. Simulated lake phytoplankton composition shifts toward cyanobacteria dominance in a future warmer climate. *Ecological Applications*, 20 (3): 752-767. 10.1890/08-2109.1
- Marmonier, P.; Archambaud, G.; Belaidi, N.; Bougon, N.; Breil, P.; Chauvet, E.; Claret, C.; Cornut, J.; Datry, T.; Dole-Olivier, M.J.; Dumont, B.; Flipo, N.; Foulquier, A.; Gerino, M.; Guilpart, A.; Julien, F.; Maazouzi, C.; Martin, D.; Mermillod-Blondin, F.; Montuelle, B.; Namour, P.; Navel, S.; Ombredane, D.; Pelte, T.; Piscart, C.; Pusch, M.; Stroffek, S.; Robertson, A.; Sanchez-Pérez, J.M.; Sauvage, S.; Taleb, A.; Wantzen, B.; Vervier, P., 2012. The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48: 253-266. 10.1051/limn/2012009
- Martin, E.; Gascoïn, S.; Grusson, Y.; Murgue, C.; Bardeau, M.; Anctil, F.; Ferrant, S.; Lardy, R.; Le Moigne, P.; Leenhardt, D.; Rivalland, V.; Perez, J.M.S.; Sauvage, S.; Therond, O., 2016. On the Use of Hydrological Models and Satellite Data to Study the Water Budget of River Basins Affected by Human Activities: Examples from the Garonne Basin of France. *Surveys in Geophysics*, 37 (2): 223-247. 10.1007/s10712-016-9366-2
- Martinkova, M.; Krysanova, V.; Hesse, C.; Hanel, M.; Blazkova, S., 2011. Modelling of the climate change effects on nitrogen loads in the Jizera catchment, Czech Republic. In: Peters, N.E.; Krysanova, V.; Lepisto, A.; Prasad, R.; Thoms, M.; Wilby, R.; Zandaryaa, S., eds. *Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts*. (IAHS Publication), Vol.348, 159-164
- Martins, I.; Marcotegui, A.; Marques, J.C., 2008. Impacts of macroalgal spores on the dynamics of adult macroalgae in a eutrophic estuary: High versus low hydrodynamic seasons and long-term

- simulations for global warming scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (5): 984-998. 10.1016/j.marpolbul.2008.01.025
- Martins, I.; Marques, J.C., 2002. A model for the growth of opportunistic macroalgae (*Enteromorpha* sp.) in tidal estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 55 (2): 247-257. 10.1006/ecss.2001.0900
- Martins, I.; Marques, J.C.; Jorgensen, S.E.; Nielsen, S.N., 1997. Modelling the effects of green macroalgae blooms on the population dynamics of *Cyathura carinata* (Crustacea : Isopoda) in an eutrophied estuary. *Ecological Modelling*, 102 (1): 33-53. 10.1016/S0304-3800(97)00098-7
- Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E.; Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50 (4): 549-566. 10.1046/j.1365-2389.1999.00264.x
- Mathews, A.L.; Philips, E.J.; Badylak, S., 2015. Modeling phytoplankton productivity in a shallow, microtidal, subtropical estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 531: 63-80. 10.3354/meps11313
- Mati, B.M.; Veihe, A., 2001. Application of the USLE in a Savannah environment: Comparative experiences from East and West Africa. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 22 (2): 138-155. 10.1111/1467-9493.00099
- Mayorga, E.; Seitzinger, S.P.; Harrison, J.A.; Dumont, E.; Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F.; Fekete, B.M.; Kroeze, C.; Van Drecht, G., 2010. Global Nutrient Export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation. *Environmental Modelling & Software*, 25 (7): 837-853. 10.1016/j.envsoft.2010.01.007
- McEwan, J.; Gabric, A.J.; Bell, P.R.F., 1998. Water quality and phytoplankton dynamics in Moreton Bay, south-eastern Queensland. II. Mathematical modelling. *Marine and Freshwater Research*, 49 (3): 227-239. 10.1071/mf97123
- McIntyre, N.; Jackson, B.; Wade, A.J.; Butterfield, D.; Wheeler, H.S., 2005. Sensitivity analysis of a catchment-scale nitrogen model. *Journal of Hydrology*, 315 (1-4): 71-92. 10.1016/j.jhydrol.2005.04.010
- McIntyre, N.R.; Wagener, T.; Wheeler, H.S.; Chapra, S.C., 2003. Risk-based modelling of surface water quality: a case study of the Charles River, Massachusetts. *Journal of Hydrology*, 274 (1): 225-247. 10.1016/S0022-1694(02)00417-1
- McIntyre, N.R.; Wheeler, H.S., 2004. Calibration of an in-river phosphorus model: prior evaluation of data needs and model uncertainty. *Journal of Hydrology*, 290 (1): 100-116. 10.1016/j.jhydrol.2003.12.003
- Meals, D.W.; Cassell, E.A.; Hughell, D.; Wood, L.; Jokela, W.E.; Parsons, R., 2008. Dynamic spatially explicit mass-balance modeling for targeted watershed phosphorus management - I. Model development. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 127 (3-4): 189-200. 10.1016/j.agee.2008.04.004
- Meeuwig, J.J., 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: an empirical approach to small non-stratified estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 176: 231-241. 10.3354/meps176231
- Meeuwig, J.J.; Kauppila, P.; Pitkanen, H., 2000. Predicting coastal eutrophication in the Baltic: a limnological approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (4): 844-855. 10.1139/cjfas-57-4-844
- 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.; Hordoir, R.; Andersson, H.C.; Dieterich, C.; Eilola, K.; Gustafsson, B.G.; Hoglund, A.; Schimanke, S., 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961-2099. *Climate Dynamics*, 39 (9-10): 2421-2441. 10.1007/s00382-012-1339-7
- Melesse, A.M.; Krishnaswamy, J.; Zhang, K.Q., 2008. Modeling coastal eutrophication at Florida bay using neural networks. *Journal of Coastal Research*, 24 (2B): 190-196. 10.2112/06-0646.1

- Ménesguen, A., 1992. Modelling coastal eutrophication: the case of French *Ulva* blooms. *Science of the Total Environment*, Supplement 1992: 979-992
- Ménesguen, A.; Cugier, P.; Leblond, I., 2006. A new numerical technique for tracking chemical species in a multisource, coastal ecosystem applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 591-601
- Ménesguen, A.; Salomon, J.-C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. *Internat. Conference*. Venice, Italy: 19-22 sept. 1988. Balkema, 443-450
- Menon, M.; Yuan, Q.; Jia, X.; Dougill, A.J.; Hoon, S.R.; Thomas, A.D.; Williams, R.A., 2011. Assessment of physical and hydrological properties of biological soil crusts using X-ray microtomography and modeling. *Journal of Hydrology*, 397 (1-2): 47-54. 10.1016/j.jhydrol.2010.11.021
- Merritt, W.S.; Letcher, R.A.; Jakeman, A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18 (8-9): 761-799. 10.1016/s1364-8152(03)00078-1
- Meyer-Peter, E.; Müller, R., 1948. Formulas for Bed-Load Transport Int. Assoc. Hydraul. Struct. Research.
- Mieleitner, J.; Reichert, P., 2005. Modelling functional groups of algae in Lake Zürich. *Modelling and Simulation 2005*. 256-261
- Mieleitner, J.; Reichert, P., 2008. Modelling functional groups of phytoplankton in three lakes of different trophic state. *Ecological Modelling*, 211: 279-291. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.09.010
- Miguez, B.M.; Farina-Busto, L.; Figueiras, F.G.; Perez, F.F., 2001. Succession of phytoplankton assemblages in relation to estuarine hydrodynamics in the Ria de Vigo: A box model approach. *Scientia Marina*, 65: 65-76
- Millie, D.F.; Weckman, G.R.; Paerl, H.W.; Pinckney, J.L.; Bendis, B.J.; Pigg, R.J.; Fahnenstiel, G.L., 2006. Neural net modeling of estuarine indicators: Hindcasting phytoplankton biomass and net ecosystem production in the Neuse (North Carolina) and Trout (Florida) Rivers, USA. *Ecological Indicators*, 6 (3): 589-608. 10.1016/j.ecolind.2005.08.021
- Millie, D.F.; Weckman, G.R.; Pigg, R.J.; Tester, P.A.; Dyble, J.; Litaker, R.W.; Carrick, H.J.; Fahnenstiel, G.L., 2006. Modeling phytoplankton abundance in Saginaw Bay, Lake Huron: Using artificial neural networks to discern functional influence of environmental variables and relevance to a great lakes observing system. *Journal of Phycology*, 42 (2): 336-349. 10.1111/j.1529-8817.2006.00209.x
- Milstead, W.B.; Hollister, J.W.; Moore, R.B.; Walker, H.A., 2013. Estimating Summer Nutrient Concentrations in Northeastern Lakes from SPARROW Load Predictions and Modeled Lake Depth and Volume. *Plos One*, 8 (11): e81457. 10.1371/journal.pone.0081457
- Molenat, J.; Gascuel-Oudou, C.; Davy, P.; Durand, P.; Gruau, G., 2002. Nitrate export from an agricultural basin: control mechanisms and nitrate residence times. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society. Proceedings of an international symposium, Wageningen, Netherlands, October 2000*. 273-278
- Mooij, W.M.; Trolle, D.; Jeppesen, E.; Arhonditsis, G.; Belolipetsky, P.V.; Chitamwebwa, D.B.R.; Degermendzhy, A.G.; DeAngelis, D.L.; Domis, L.N.D.S.; Downing, A.S.; Elliott, J.A.; Fragoso, C.R.; Gaedke, U.; Genova, S.N.; Gulati, R.D.; Hakanson, L.; Hamilton, D.P.; Hipsey, M.R.; t Hoen, J.; Huelsmann, S.; Los, F.H.; Makler-Pick, V.; Petzoldt, T.; Prokopkin, I.G.; Rinke, K.; Schep, S.A.; Tominaga, K.; Van Dam, A.A.; Van Nes, E.H.; Wells, S.A.; Janse, J.H., 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, 44 (3): 633-667. 10.1007/s10452-010-9339-3
- Moreau, P.; Ruiz, L.; Vertes, F.; Baratte, C.; Delaby, L.; Faverdin, P.; Gascuel-Oudou, C.; Piquemal, B.; Ramat, E.; Salmon-Monviola, J.; Durand, P., 2013. CASIMOD'N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agricultural Systems*, 118: 41-51. 10.1016/j.agsy.2013.02.007

- Moreau, P.; Viaud, V.; Parnaudeau, V.; Salmon-Monviola, J.; Durand, P., 2013. An approach for global sensitivity analysis of a complex environmental model to spatial inputs and parameters: A case study of an agro-hydrological model. *Environmental Modelling & Software*, 47: 74-87
- Morgan, R.P.C.; Quinton, J.N.; Rickson, R.J., 1994. Modeling methodology for soil-erosion assessment and soil conservation design - the EUROSEM approach. *Outlook on Agriculture*, 23 (1): 5-9
- Morgan, R.P.C.; Quinton, J.N.; Smith, R.E.; Govers, G.; Poesen, J.W.A.; Auerswald, K.; Chisci, G.; Torri, D.; Styczen, M.E., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23 (6): 527-544. 10.1002/(sici)1096-9837(199806)23:6<527::aid-esp868>3.0.co;2-5
- Morgan, R.P.C.; Quinton, J.N.; Smith, R.E.; Govers, G.; Poesen, J.W.A.; Chisci, G.; Torri, D., 1998. The EUROSEM model. In: Boardman, J.; FavisMortlock, D., eds. *Modelling Soil Erosion by Water*. (Nato Advanced Science Institute Series, Series I, Global Environment Change), Vol.55, 389-398
- Morrice, J.A.; Valett, H.M.; Dahm, C.N.; Campana, M.E., 1997. Alluvial Characteristics, Groundwater–Surface Water Exchange and Hydrological Retention in Headwater Streams. *Hydrological Processes*, 11 (3): 253-267. 10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<253::AID-HYP439>3.0.CO;2-J
- Morse, J.; Eldridge, P., 2007. A non-steady state diagenetic model for changes in sediment biogeochemistry in response to seasonally hypoxic/anoxic conditions in the "dead zone" of the Louisiana shelf. *Marine Chemistry*, 106 (1-2): 239-255. 10.1016/j.marchem.2006.02.003
- Mosselman, E., 1995. A review of mathematical models of river planform changes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20 (7): 661-670. 10.1002/esp.3290200708
- Mukai, T.; Takimoto, K.; Shibata, T.; Abe, H., 1985. Simulation study of eutrophication in Hiroshima bay - simulation of particulate and dissolved organic-matter using cyclic transformation of carbon. *Water Research*, 19 (4): 511-525. 10.1016/0043-1354(85)90044-2
- Muller, A.C.; Muller, D.L., 2015. Forecasting future estuarine hypoxia using a wavelet based neural network model. *Ocean Modelling*, 96: 314-323. 10.1016/j.ocemod.2015.11.003
- Murray, A.G.; Parslow, J.S., 1999. Modelling of nutrient impacts in Port Phillip Bay - a semi-enclosed marine Australian ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 50 (6): 597-611. 10.1071/mf98087
- Muyllaert, K.; Tackx, M.; Vyverman, W., 2005. Phytoplankton growth rates in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium) estimated using a simple light-limited primary production model. *Hydrobiologia*, 540: 127-140. 10.1007/s10750-004-7128-5
- Nash, S.; Hartnett, M.; Dabrowski, T., 2011. Modelling phytoplankton dynamics in a complex estuarine system. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 164 (1): 35-54. 10.1680/wama.800087
- National Academy of S., 1969. *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. Proceedings of Madison Symposium, Wisconsin, 11-15 June. 1967.:
- Nciizah, A.D.; Wakindiki, I.I.C., 2015. Soil sealing and crusting effects on infiltration rate: a critical review of shortfalls in prediction models and solutions. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61 (9): 1211-1230. 10.1080/03650340.2014.998203
- Nearing, M.A.; Deerascough, L.; Laflen, J.M., 1990. Sensitivity analysis of the wepp hillslope profile erosion model. *Transactions of the Asae*, 33 (3): 839-849
- Nearing, M.A.; Foster, G.R.; Lane, L.J.; Finkner, S.C., 1989. A process-based soil-erosion model for USDA-water erosion prediction project technology. *Transactions of the Asae*, 32 (5): 1587-1593
- Nearing, M.A.; Jetten, V.; Baffaut, C.; Cerdan, O.; Couturier, A.; Hernandez, M.; Le Bissonnais, Y.; Nichols, M.H.; Nunes, J.P.; Renschler, C.S.; Souchere, V.; van Oost, K., 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61 (2-3): 131-154. 10.1016/j.catena.2005.03.007

- Nearing, M.A.; Nicks, A.D., 1998. Evaluation of the water erosion prediction project (WEPP) model for hillslopes. In: Boardman, J.; FavisMortlock, D., eds. *Modelling Soil Erosion by Water*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Nato Advanced Science Institute Series, Series I, Global Environment Change), Vol.55, 43-53
- Nearing, M.A.; Wei, H.; Stone, J.J.; Pierson, F.B.; Spaeth, K.E.; Weltz, M.A.; Flanagan, D.C.; Hernandez, M., 2011. A rangeland hydrology and erosion model. *Transactions of the Asabe*, 54 (3): 901-908
- Neumann, T.; Fennel, W.; Kremp, C., 2002. Experimental simulations with an ecosystem model of the Baltic Sea: A nutrient load reduction experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (3). 10.1029/2001gb001450
- Neumann, T.; Schemewski, G., 2005. An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 56 (1-2): 195-206. 10.1016/j.jmarsys.2004.10.002
- Neumann, T.; Schernewski, G., 2008. Eutrophication in the Baltic Sea and shifts in nitrogen fixation analyzed with a 3D ecosystem model. *Journal of Marine Systems*, 74 (1-2): 592-602. 10.1016/j.jmarsys.2008.05.003
- Newcombe, G.; Chorus, I.; Falconer, I.; Lin, T.-F., 2012. Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management. *Water Research Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management*, 46: 1347-1348. 10.1016/j.watres.2011.12.047
- Newham, L.T.H.; Letcher, R.A.; Jakeman, A.J.; Kobayashi, T., 2004. A framework for integrated hydrologic, sediment and nutrient export modelling for catchment-scale management. *Environmental Modelling & Software*, 19 (11): 1029-1038. 10.1016/j.envsoft.2003.11.006
- Nielsen, S., 1997. Examination and optimization of different exergy forms in macrophyte societies. *Ecological Modelling*, 102 (1): 115-127. 10.1016/S0304-3800(97)00102-6
- Nobre, A.M.; Ferreira, J.G.; Newton, A.; Simas, T.; Icely, J.D.; Neves, R., 2005. Management of coastal eutrophication: Integration of field data, ecosystem-scale simulations and screening models. *Journal of Marine Systems*, 56 (3-4): 375-390. 10.1016/j.jmarsys.2005.03.003
- Nunes, J.P.; Seixas, J.; Keizer, J.J.; Ferreira, A.J.D., 2009. Sensitivity of runoff and soil erosion to climate change in two Mediterranean watersheds. Part I: model parameterization and evaluation. *Hydrological Processes*, 23 (8): 1202-1211. 10.1002/hyp.7247
- 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
- Obenour, D.; Michalak, A.; Scavia, D., 2015. Assessing biophysical controls on Gulf of Mexico hypoxia through probabilistic modeling. *Ecological Applications*, 25 (2): 492-505. 10.1890/13-2257.1
- O'Boyle, S.; Wilkes, R.; McDermott, G.; Longphuir, S.N.; Murray, C., 2015. Factors affecting the accumulation of phytoplankton biomass in Irish estuaries and nearshore coastal waters: A conceptual model. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 155: 75-88. 10.1016/j.ecss.2015.01.007
- Oguz, T.; Ducklow, H.W.; Malanotte-Rizzoli, P., 2000. Modeling distinct vertical biogeochemical structure of the Black Sea: Dynamical coupling of the oxic, suboxic, and anoxic layers. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (4): 1331-1352. 10.1029/1999gb001253
- Olufeagba, B.J.; Flake, R.H., 1981. Modeling and control of dissolved-oxygen in an estuary. *Ecological Modelling*, 14 (1-2): 79-94. 10.1016/0304-3800(81)90015-6
- Onandia, G.; Gudimov, A.; Miracle, M.R.; Arhonditsis, G., 2015. Towards the development of a biogeochemical model for addressing the eutrophication problems in the shallow hypertrophic lagoon of Albufera de Valencia, Spain. *Ecological Informatics*, 26: 70-89. 10.1016/j.ecoinf.2015.01.004
- Padedda, B.M.; Luglie, A.; Ceccherelli, G.; Trebini, F.; Sechi, N., 2010. Nutrient-flux evaluation by the LOICZ Biogeochemical Model in Mediterranean lagoons: the case of Cabras Lagoon (Central-Western Sardinia). *Chemistry and Ecology*, 26 (2): 147-162. 10.1080/02757541003627670

- Paerl, H.W.; Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. *Science*, 320: 57-58
- Paerl, H.W.; Paul, V.J., 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management*, 46: 1349-1363. 10.1016/j.watres.2011.08.002
- Panday, A.; Himanshu, S.K.; Mishra, S.K.; Singh, V.P., 2016. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. *Catena*, 147: 595-620
- Park, K.; Jung, H.S.; Kim, H.S.; Ahn, S.M., 2005. Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): application to Kwang-Yang Bay, Korea. *Marine Environmental Research*, 60 (2): 171-193. 10.1016/j.marenvres.2004.10.003
- Parker, G., 1990. Surface-based bedload transport relation for gravel rivers. *Journal of Hydraulic Research*, 28 (4): 417-436
- Partheniades, E., 1965. Erosion and Deposition of Cohesive Soils. *Journal of the Hydraulics Division*, 91 (1): 105-139
- 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
- Patricio, J.; Marques, J.C., 2006. Mass balanced models of the food web in three areas along a gradient of eutrophication symptoms in the south arm of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Modelling*, 197 (1-2): 21-34. 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.008
- Patsch, J.; Radach, G., 1997. Long-term simulation of the eutrophication of the North Sea: temporal development of nutrients, chlorophyll and primary production in comparison to observations. *Journal of Sea Research*, 38 (3-4): 275-310. 10.1016/s1385-1101(97)00051-8
- Patynen, A.; Elliott, J.A.; Kiuru, P.; Sarvala, J.; Ventela, A.M.; Jones, R.I., 2014. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. *Boreal Environment Research*, 19: 66-78
- Payraudeau, S.; Cernesson, F.; Tournoud, M.G.; Beven, K.J., 2004. Modelling nitrogen loads at the catchment scale under the influence of land use. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29 (11-12): 811-819. 10.1016/j.pce.2004.05.008
- Payraudeau, S.; Tournoud, M.G.; Cernesson, F., 2002. An adapted modelling approach for the nitrogen load management on a catchment scale. In: Hassanizadeh, S.M.; Schotting, R.J.; Gray, W.G.; Pinder, G.F., eds. *Computational Methods in Water Resources, Vols 1 and 2, Proceedings*. (Developments in Water Science), Vol.47, 1741-1748
- Pena, M.; Katsev, S.; Oguz, T.; Gilbert, D., 2010. Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia. *Biogeosciences*, 7 (3): 933-957
- Penard, C.; Menesguen, A.; Dumas, F.; Guillaud, J.F., 2007. Towards operational modelling of the fate of nutrients in the coastal zone off Brittany (France). *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau*, (5): 62-67. 10.1051/lhb:2007061
- Perga, M.-E.; Maberly, S.C.; Jenny, J.-P.; Alric, B.; Pignol, C.; Naffrechoux, E., 2016. A century of human-driven changes in the carbon dioxide concentration of lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, 30 (2): 93-104. 10.1002/2015GB005286
- 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
- Pers, B.C., 2005. Modeling the response of eutrophication control measures in a Swedish lake. *Ambio*, 34 (7): 552-558. 10.1639/0044-7447(2005)034[0552:MTROEC]2.0.CO;2

- Peterson, D.H.; Festa, J.F., 1984. Numerical-simulation of phytoplankton productivity in partially mixed estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 19 (5): 563-589. 10.1016/0272-7714(84)90016-7
- Petihakis, G.; Triantafyllou, G.; Koutsoubas, D.; Allen, I.; Dounas, C., 1999. Modelling the annual cycles of nutrients and phytoplankton in a Mediterranean lagoon (Gialova, Greece). *Marine Environmental Research*, 48 (1): 37-58. 10.1016/s0141-1136(99)00031-8
- Peyrard, D.; Delmotte, S.; Sauvage, S.; Namour, P.; Gérino, M.; Vervier, P.; Sanchez-Pérez, J.-M., 2011. Longitudinal transformation of nitrogen and carbon in the hyporheic zone of an N-rich stream: A combined modelling and field study. *Physics and Chemistry of the Earth*, vol. 36 (n° 12): pp.-599-611
- Peyrard, D.; Sauvage, S.; Vervier, P.; Sanchez-Perez, J.M.; Quintard, M., 2008. A coupled vertically integrated model to describe lateral exchanges between surface and subsurface in large alluvial floodplains with a fully penetrating river. *Hydrological Processes*, 22 (21): 4257-4273. 10.1002/hyp.7035
- Phelps, E.B.; Streeter, H.W., 1958. *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River*: U.S. Department of Health, Education, & Welfare. Technical Report
- Picart, S.S.; Allen, J.I.; Butenschon, M.; Artioli, Y.; de Mora, L.; Wakelin, S.; Holt, J., 2015. What can ecosystem models tell us about the risk of eutrophication in the North Sea? *Climatic Change*, 132 (1): 111-125. 10.1007/s10584-014-1071-x
- Pipp, E.; Rott, E., 1995. A phytoplankton compartment model for a small meromictic lake with special reference to species-specific niches and long-term changes. *Ecological Modelling*, 78 (1-2): 129-148. 10.1016/0304-3800(94)00123-Y
- Plus, M.; Chapelle, A.; Lazure, P.; Auby, I.; Levvasseur, G.; Verlaque, M.; Belsher, T.; Deslous-Paoli, J.M.; Zaldivar, J.M.; Murray, C.N., 2003. Modelling of oxygen and nitrogen cycling as a function of macrophyte community in the Thau lagoon. *Continental Shelf Research*, 23 (17-19): 1877-1898. 10.1016/j.csr.2003.03.001
- Plus, M.; La Jeunesse, I.; Bouraoui, F.; Zaldivar, J.; Chapelle, A.; Lazure, P., 2006. Modelling water discharges and nitrogen inputs into a Mediterranean lagoon - Impact on the primary production. *Ecological Modelling*, 193 (1-2): 69-89. 10.1016/j.ecolmodel.2005.07.037
- Posch, T.; Koster, O.; Salcher, M.M.; Pernthaler, J., 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change*, 2: 809-813. 10.1038/nclimate1581
- Powley, H.R.; Krom, M.D.; Emeis, K.C.; Van Cappellen, P., 2014. A biogeochemical model for phosphorus and nitrogen cycling in the Eastern Mediterranean Sea Part 2. Response of nutrient cycles and primary production to anthropogenic forcing: 1950-2000. *Journal of Marine Systems*, 139: 420-432. 10.1016/j.jmarsys.2014.08.017
- Qiao, X.D.; Wang, B.D.; Sun, X.; Liang, S.K., 2014. Numerical simulation of nutrient and phytoplankton dynamics in Guangxi coastal bays, China. *Journal of Ocean University of China*, 13 (2): 338-346. 10.1007/s11802-014-2072-0
- Quynh, L.T.P.; Billen, G.; Garnier, J.; Théry, S.; Fézard, C.; Minh, C.V., 2005. Nutrient (N, P) budgets for the Red River basin (Vietnam and China). *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (2): GB2022. 10.1029/2004GB002405
- Radcliffe, D.E.; Lin, Z.; Risse, L.M.; Romeis, J.J.; Jackson, C.R., 2009. Modeling Phosphorus in the Lake Allatoona Watershed Using SWAT: I. Developing Phosphorus Parameter Values. *Journal of Environmental Quality*, 38 (1): 111-120. 10.2134/jeq2007.0110
- Rankinen, K.; Valpasvuo-Jaatinen, P.; Karhunen, A.; Kenttamies, K.; Nenonen, S.; Baerlund, I., 2009. Simulated nitrogen leaching patterns and adaptation to climate change in two Finnish river basins with contrasting land use and climatic conditions. *Hydrology Research*, 40 (2-3): 177-186. 10.2166/nh.2009.059
- Rankovic, V.; Radulovic, J.; Radojevic, I.; Ostojic, A.; Comic, L., 2010. Neural network modeling of dissolved oxygen in the Gruza reservoir, Serbia. *Ecological Modelling*, 221 (8): 1239-1244. 10.1016/j.ecolmodel.2009.12.023

- Rao, N.S.; Easton, Z.M.; Schneiderman, E.M.; Zion, M.S.; Lee, D.R.; Steenhuis, T.S., 2009. Modeling watershed-scale effectiveness of agricultural best management practices to reduce phosphorus loading. *Journal of Environmental Management*, 90 (3): 1385-1395. 10.1016/j.jenvman.2008.08.011
- Rasmussen, E.K.; Petersen, O.S.; Thompson, J.R.; Flower, R.J.; Ayache, F.; Kraiem, M.; Chouba, L., 2009. Model analyses of the future water quality of the eutrophicated Ghar El Melh lagoon (Northern Tunisia). *Hydrobiologia*, 622: 173-193. 10.1007/s10750-008-9681-9
- Rastogi, R.P.; Madamwar, D.; Incharoensakdi, A., 2015. Bloom Dynamics of Cyanobacteria and Their Toxins: Environmental Health Impacts and Mitigation Strategies. *Frontiers in Microbiology*, 6: 1254. 10.3389/fmicb.2015.01254
- Rauch, W.; Henze, M.; Koncosos, L.; Reichert, P.; Shanahan, P.; SomlyóDy, L.; Vanrolleghem, P., 1998. River water quality modelling: I. state of the art. *Water Science and Technology*, 38 (11): 237-244. 10.1016/S0273-1223(98)00660-X
- Recking, A., 2009. Theoretical development on the effects of changing flow hydraulics on incipient bed load motion. *Water Resources Research*, 45. 10.1029/2008wr006826
- Recking, A., 2010. A comparison between flume and field bed load transport data and consequences for surface-based bed load transport prediction. *Water Resources Research*, 46. 10.1029/2009wr008007
- 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
- Ren, J.S.; Barr, N.G.; Scheuer, K.; Schiel, D.R.; Zeldis, J., 2014. A dynamic growth model of macroalgae: Application in an estuary recovering from treated wastewater and earthquake-driven eutrophication. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 148: 59-69. 10.1016/j.ecss.2014.06.014
- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C., 1998. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Washington:
- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Porter, J.P., 1991. RUSLE - revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46 (1): 30-33
- Renard, K.G.; Freimund, J.R., 1994. Using monthly precipitation data to estimate the r-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157 (1-4): 287-306. 10.1016/0022-1694(94)90110-4
- Reynolds; Elliott, J.A., 2010. Complexity and emergent properties in aquatic ecosystems: predictability of ecosystem responses. *Freshwater Biology*, 10.1111/j.1365-2427.2010.02526.x: 1365-2427
- Reynolds, C.S., 1999. Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management. *Hydrobiologia*, 395: 123-131. 10.1023/A:1017039900307
- Reynolds, C.S.; Irish, A.E., 1997. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. *Hydrobiologia*, 349: 5-17. 10.1023/A:1003020823129
- Reynolds, C.S.; Irish, A.E.; Elliott, J.A., 2001. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological Modelling*, 140: 271-291
- Rickenmann, D.; Recking, A., 2011. Evaluation of flow resistance in gravel-bed rivers through a large field data set. *Water Resources Research*, 47. 10.1029/2010wr009793
- Rietjens, J.; Gailhard, J.; Gosse, P.; Malatre, K.; Royer, T.; Sabaton, C.; Travade, F., 1995. Un outil informatique d'aide à la gestion intégrée de la ressource en eau : le logiciel AGIRE Exemples d'application. *Hydroécologie Appliquée*, 7: 29-50. 10.1051/hydro:1995003
- 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: 99-114. 10.4319/lo.2014.59.01.0099
- Riley, M.; Stefan, H., 1988. Minlake - a Dynamic Lake Water-Quality Simulation-Model. *Ecological Modelling*, 43 (3-4): 155-182. 10.1016/0304-3800(88)90002-6

- Riverson, J.; Coats, R.; Costa-Cabral, M.; Dettinger, M.; Reuter, J.; Sahoo, G.; Schladow, G., 2013. Modeling the transport of nutrients and sediment loads into Lake Tahoe under projected climatic changes. *Climatic Change*, 116 (1): 35-50. 10.1007/s10584-012-0629-8
- Robertson, D.M.; Saad, D.A., 2011. Nutrient inputs to the Laurentian great lakes by source and watershed estimated using Sparrow watershed models. *Journal of the American Water Resources Association*, 47 (5): 1011-1033. 10.1111/j.1752-1688.2011.00574.x
- Robson, B.J.; Bukaveckas, P.A.; Hamilton, D.P., 2008. Modelling and mass balance assessments of nutrient retention in a seasonally-flowing estuary (Swan River Estuary, Western Australia). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76 (2): 282-292. 10.1016/j.ecss.2007.07.009
- Rodriguez Reartes, S.B.; Estrada, V.; Bazan, R.; Larrosa, N.; Cossavella, A.; Lopez, A.; Busso, F.; Diaz, M.S., 2016. Evaluation of ecological effects of anthropogenic nutrient loading scenarios in Los Molinos reservoir through a mathematical model. *Ecological Modelling*, 320: 393-406. 10.1016/j.ecolmodel.2015.10.028
- Roelke, D.L.; Eldridge, P.M.; Cifuentes, L.A., 1999. A model of phytoplankton competition for limiting and nonlimiting nutrients: Implications for development of estuarine and nearshore management schemes. *Estuaries*, 22 (1): 92-104. 10.2307/1352930
- Romshoo, S.A.; Muslim, M., 2011. Geospatial modeling for assessing the nutrient load of a Himalayan lake. *Environmental Earth Sciences*, 64 (5): 1269-1282. 10.1007/s12665-011-0944-9
- Rose, C.W.; Williams, J.R.; Sander, G.C.; Barry, D.A., 1983. A mathematical-model of soil-erosion and deposition processes .1. theory for a plane land element. *Soil Science Society of America Journal*, 47 (5): 991-995
- Rose, C.W.; Williams, J.R.; Sander, G.C.; Barry, D.A., 1983. A mathematical-model of soil-erosion and deposition processes .2. application to data from an arid-zone catchment. *Soil Science Society of America Journal*, 47 (5): 996-1000
- Rosenberg, R.; Olsson, I.; Olundh, E., 1977. Energy-flow model of an oxygen-deficient estuary on Swedish West coast. *Marine Biology*, 42 (2): 99-107. 10.1007/bf00391560
- Rubegni, F.; Franchi, E.; Lenzi, M., 2013. Relationship between wind and seagrass meadows in a non-tidal eutrophic lagoon studied by a Wave Exposure Model (WEMo). *Marine Pollution Bulletin*, 70 (1-2): 54-63. 10.1016/j.marpolbul.2013.02.012
- Ruelland, D.; Billen, G.; Brunstein, D.; Garnier, J., 2007. SENEQUE: A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 257-273. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.014
- Rukhovets, L.A.; Astrakhantsev, G.P.; Menshutkin, V.V.; Minina, T.R.; Petrova, N.A.; Poloskov, V.N., 2003. Development of Lake Ladoga ecosystem models: modeling of the phytoplankton succession in the eutrophication process. I. *Ecological Modelling*, 165 (1): 49-77. 10.1016/S0304-3800(03)00061-9
- Runkel, R.L.; McKnight, D.M.; Rajaram, H., 2003. Modeling hyporheic zone processes. *Advances in Water Resources*, 9 (26): 901-905. 10.1016/S0309-1708(03)00079-4
- Ruoho-Airola, T.; Eilola, K.; Savchuk, O.P.; Parviainen, M.; Tarvainen, V., 2012. Atmospheric Nutrient Input to the Baltic Sea from 1850 to 2006: A Reconstruction from Modeling Results and Historical Data. *Ambio*, 41 (6): 549-557. 10.1007/s13280-012-0319-9
- Ryabchenko, V.A.; Karlin, L.N.; Isaev, A.V.; Vankevich, R.E.; Eremina, T.R.; Molchanov, M.S.; Savchuk, O.P., 2016. Model estimates of the eutrophication of the Baltic Sea in the contemporary and future climate. *Oceanology*, 56 (1): 36-45. 10.1134/s0001437016010161
- Salençon, M.-J.; Thébault, J.-M., 1994. Modélisation de l'écosystème du Lac de Pareloup avec les modèles ASTER et MELODIA. *Hydroécologie Appliquée*, 6: 369-426. 10.1051/hydro:1994017
- Salmon-Monviola, J.; Moreau, P.; Benhamou, C.; Durand, P.; Merot, P.; Oehler, F.; Gascuel-Oudou, C., 2013. Effect of climate change and increased atmospheric CO₂ on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France. *Climatic Change*, 120 (1-2): 433-447. 10.1007/s10584-013-0828-y

- Sanchez-Pérez, J.-M.; Vervier, P.; Garabétian, F.; Sauvage, S.; Loubet, M.; Rols, J.-L.; Bariac, T.; Weng, P., 2003. Nitrogen dynamics in the shallow groundwater of a riparian wetland zone of the Garonne, SW France: nitrate inputs, bacterial densities, organic matter supply and denitrification measurements. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7 (1): 97-107
- Saraiva, S.; Pina, P.; Martins, F.; Santos, M.; Braunschweig, F.; Neves, R., 2007. Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia*, 587: 5-18. 10.1007/s10750-007-0675-9
- Savchuk, O.; Wulff, F., 1999. Modelling regional and large-scale response of Baltic Sea ecosystems to nutrient load reductions. *Hydrobiologia*, 393: 35-43. 10.1023/a:1003529531198
- Savchuk, O.P.; Volkova, V.V., 1990. Study and forecast of Baltic sea eutrophication with the help of simulation-model. *Doklady Akademii Nauk Sssr*, 314 (4): 1006-1009
- Savchuk, O.P.; Wulff, F., 2007. Modeling the Baltic Sea eutrophication in a decision support system. *Ambio*, 36 (2-3): 141-148. 10.1579/0044-7447(2007)36[141:mtbsei]2.0.co;2
- Savchuk, O.P.; Wulff, F., 2009. Long-term modeling of large-scale nutrient cycles in the entire Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 629 (1): 209-224. 10.1007/s10750-009-9775-z
- Scavia, D.; Canale, R.P.; Powers, W.F.; Moody, J.L., 1981. Variance estimates for a dynamic eutrophication model of Saginaw bay, Lake Huron. *Water Resources Research*, 17 (4): 1115-1124. 10.1029/WR017i004p01115
- Scavia, D.; Donnelly, K., 2007. Reassessing hypoxia forecasts for the Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 41 (23): 8111-8117. 10.1021/es0714235
- Scavia, D.; Rabalais, N.; Turner, R.; Justic, D.; Wiseman, W., 2003. Predicting the response of Gulf of Mexico hypoxia to variations in Mississippi River nitrogen load. *Limnology and Oceanography*, 48 (3): 951-956
- Schernewski, G.; Wielgat, M., 2001. Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C.A., ed. *Coastal Engineering V: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions*. (Environmental Studies Series), Vol.6, 87-98
- Schindler, D.W., 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnol. Oceanogr.*, 54: 2349-2358
- Schnoor, J.L.; O'Connor, D.J., 1980. A steady-state eutrophication model for lakes. *Water Research*, 14 (11): 1651-1665. 10.1016/0043-1354(80)90071-8
- Schwalb, A.N.; Bouffard, D.; Boegman, L.; Leon, L.; Winter, J.G.; Molot, L.A.; Smith, R.E.H., 2015. 3D modelling of dreissenid mussel impacts on phytoplankton in a large lake supports the nearshore shunt hypothesis and the importance of wind-driven hydrodynamics. *Aquatic Sciences*, 77 (1): 95-114. 10.1007/s00027-014-0369-0
- Segura, A.M.; Kruk, C.; Calliari, D.; Fort, H., 2013. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology*, 58 (3): 504-512. 10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x
- Seip, K.L., 1991. The ecosystem of a mesotrophic lake .1. Simulating plankton biomass and the timing of phytoplankton blooms. *Aquatic Sciences*, 53 (2-3): 239-262. 10.1007/BF00877061
- Seitzinger, S.P.; Harrison, J.A.; Dumont, E.; Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F., 2005. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (4). 10.1029/2005gb002606
- Sferratore, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Smedberg, E.; Humborg, C.; Rahm, L., 2008. Modelling nutrient fluxes from sub-arctic basins: Comparison of pristine vs. dammed rivers. *Journal of Marine Systems*, 73 (3-4): 236-249. 10.1016/j.jmarsys.2007.10.012
- Sferratore, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Thery, S., 2005. Modeling nutrient (N, P, Si) budget in the Seine watershed: Application of the Riverstrahler model using data from local to global scale resolution. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (4). 10.1029/2005gb002496
- Sha, J.; Li, Z.; Swaney, D.P.; Hong, B.; Wang, W.; Wang, Y., 2014. Application of a Bayesian Watershed Model Linking Multivariate Statistical Analysis to Support Watershed-Scale Nitrogen

- Management in China. *Water Resources Management*, 28 (11): 3681-3695. 10.1007/s11269-014-0696-x
- 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
- Shen, J., 2006. Optimal estimation of parameters for a estuarine eutrophication model. *Ecological Modelling*, 191 (3-4): 521-537. 10.1016/j.ecolmodel.2005.05.020
- Shen, J.; Kuo, A.Y., 1996. Inverse estimation of parameters for an estuarine eutrophication model. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 122 (11): 1031-1040. 10.1061/(asce)0733-9372(1996)122:11(1031)
- Shen, J.; Kuo, A.Y., 1998. Application of inverse method to calibrate estuarine eutrophication model. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 124 (5): 409-418. 10.1061/(asce)0733-9372(1998)124:5(409)
- Shen, Z.Y.; Gong, Y.W.; Li, Y.H.; Hong, Q.; Xu, L.; Liu, R.M., 2009. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. *Agricultural Water Management*, 96 (10): 1435-1442. 10.1016/j.agwat.2009.04.017
- Shepherd, D.; Burgess, D.; Jickells, T.; Andrews, J.; Cave, R.; Turner, R.K.; Aldridge, J.; Parker, E.R.; Young, E., 2007. Modelling the effects and economics of managed realignment on the cycling and storage of nutrients, carbon and sediments in the Blackwater estuary UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73 (3-4): 355-367. 10.1016/j.ecss.2007.01.019
- Shimoda, Y.; Arhonditsis, G.B., 2016. Phytoplankton functional type modelling: Running before we can walk? A critical evaluation of the current state of knowledge. *Ecological Modelling*, 320: 29-43. 10.1016/j.ecolmodel.2015.08.029
- Shrestha, R.R.; Dibike, Y.B.; Prowse, T.D., 2012. Modeling Climate Change Impacts on Hydrology and Nutrient Loading in the Upper Assiniboine Catchment. *Journal of the American Water Resources Association*, 48 (1): 74-89. 10.1111/j.1752-1688.2011.00592.x
- Silva, T.F.d.G.; Vinçon-Leite, B.; Giani, A.; Figueredo, C.C.; Petrucci, G.; Lemaire, B.; Sperling, E.V.; Tassin, B.; Seidl, M.; Khac, V.T.; Viana, P.S.; Viana, V.F.L.; Toscano, R.A.; Rodrigues, B.H.M.; Nascimento, N.d.O., 2016. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 21 (1): 95-108. 10.1590/S1413-41520201600100125692
- Silva-Santos, P.; Pardal, M.K.; Lopes, R.J.; Murias, T.; Cabral, J.A., 2006. A stochastic dynamic methodology (SDM) to the modelling of trophic interactions with a focus on estuarine eutrophication scenarios. *Ecological Indicators*, 6 (2): 394-408. 10.1016/j.ecolind.2005.05.001
- Sincock, A.M.; Lees, M.J., 2002. Extension of the QUASAR River-Water Quality Model to Unsteady Flow Conditions. *Water and Environment Journal*, 16 (1): 12-17. 10.1111/j.1747-6593.2002.tb00361.x
- Sincock, A.M.; Wheeler, H.S.; Whitehead, P.G., 2003. Calibration and sensitivity analysis of a river water quality model under unsteady flow conditions. *Journal of Hydrology*, 277: 214-229. 10.1016/S0022-1694(03)00127-6
- Singh, V.P.; Woolhiser, D.A., 2002. Mathematical modeling of watershed hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7 (4): 270-292. 10.1061/(asce)1084-0699(2002)7:4(270)
- Sjoeng, A.M.S.; Kaste, O.; Wright, R.F., 2009. Modelling future NO₃ leaching from an upland headwater catchment in SW Norway using the MAGIC model: II. Simulation of future nitrate leaching given scenarios of climate change and nitrogen deposition. *Hydrology Research*, 40 (2-3): 217-233. 10.2166/nh.2009.068
- Skerratt, J.; Wild-Allen, K.; Rizwi, F.; Whitehead, J.; Coughanowr, C., 2013. Use of a high resolution 3D fully coupled hydrodynamic, sediment and biogeochemical model to understand estuarine nutrient dynamics under various water quality scenarios. *Ocean & Coastal Management*, 83: 52-66. 10.1016/j.ocecoaman.2013.05.005
- Skogen, M.; Mathisen, L., 2009. Long-term effects of reduced nutrient inputs to the North Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 82 (3): 433-442. 10.1016/j.ecss.2009.02.006

- Skogen, M.D.; Eilola, K.; Hansen, J.L.S.; Meier, H.E.M.; Molchanov, M.S.; Ryabchenko, V.A., 2014. Eutrophication status of the North Sea, Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea in present and future climates: A model study. *Journal of Marine Systems*, 132: 174-184. 10.1016/j.jmarsys.2014.02.004
- Skuras, D.; Wade, A.; Psaltopoulos, D.; Whitehead, P.; Kontolainou, A.; Erlandsson, M., 2014. An interdisciplinary modelling approach assessing the cost-effectiveness of agri-environmental measures on reducing nutrient concentration to WFD thresholds under climate change: the case of the Louros catchment. *Operational Research*, 14 (2): 205-224. 10.1007/s12351-014-0158-5
- Slomp, C.; Epping, E.; 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
- Smith, R.E.; Goodrich, D.C.; Quinton, J.N., 1995. Dynamic, distributed simulation of watershed erosion - the KINEROS2 and EUROSEM models. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50 (5): 517-520
- Smith, S.V.; Hollibaugh, J.T., 1989. Carbon-controlled nitrogen cycling in a marine macrocosm - An ecosystem-scale model for managing cultural eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 52 (2): 103-109. 10.3354/meps052103
- Smith, V.H.; Joye, S.B.; Howarth, R.W., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 351-355
- Smith, V.H.; Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 201-207
- Smits, J.G.C.; Vandermolen, D.T., 1993. Application of SWITCH, a model for sediment water exchange of nutrients. *Hydrobiologia*, 253 (1-3): 281-300. 10.1007/BF00050749
- Smitz, J.; Everbecq, E.; Delière, J.-F.; Descy, J.-P.; Wollast, R.; Vanderborght, J.-P., 1997. PEGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'Eau (La)*, 50/4 (588):
- Snodgrass, W.J., 1985. Lake-Ontario oxygen model .2. Errors associated with estimating transport across the thermocline. *Environmental Science & Technology*, 19 (2): 180-185. 10.1021/es00132a012
- Snodgrass, W.J., 1987. Analysis of models and measurements for sediment oxygen-demand in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 13 (4): 738-756
- Soetaert, K.; Herman, P.M.J.; Kromkamp, J., 1994. Living in the twilight - Estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde estuary (Netherlands) by means of an ecosystem model (Moses). *Journal of Plankton Research*, 16 (10): 1277-1301. 10.1093/plankt/16.10.1277
- 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
- Sohma, A.; Sekiguchi, Y.; Kuwae, T.; Nakamura, Y., 2008. A benthic-pelagic coupled ecosystem model to estimate the hypoxic estuary including tidal flat - Model description and validation of seasonal/daily dynamics. *Ecological Modelling*, 215 (1-3): 10-39. 10.1016/j.ecolmodel.2008.02.027
- Sohma, A.; Sekiguchi, Y.; Nakata, K., 2004. Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area. *Journal of Marine Systems*, 45 (3-4): 105-142. 10.1016/j.jmarsys.2003.11.011
- Sohrabi, T.M.; Shirmohammadi, A.; Chu, T.W.; Montas, H.; Nejadhashemi, A.P., 2003. Uncertainty analysis of hydrologic and water quality predictions for a small watershed using SWAT2000. *Environmental Forensics*, 4 (4): 229-238. 10.1080/714044368
- Solidoro, C.; Brando, V.; 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

- Solidoro, C.; Dejak, C.; Franco, D.; Pastres, R.; Pecenic, G., 1995. A model for macroalgae and phytoplankton growth in the Venice lagoon. *Environment International*, 21 (5): 619-626. 10.1016/0160-4120(95)00080-5
- Solidoro, C.; Pecenic, G.; Pastres, R.; Franco, D.; Dejak, C., 1997. Modelling macroalgae (*Ulva rigida*) in the Venice lagoon: Model structure identification and first parameters estimation. *Ecological Modelling*, 94 (2-3): 191-206. 10.1016/S0304-3800(96)00025-7
- Sonneveld, B.; Nearing, M.A., 2003. A nonparametric/parametric analysis of the Universal Soil Loss Equation. *Catena*, 52 (1): 9-21. 10.1016/S0341-8162(02)00150-9
- Sophocleous, M., 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10 (1): 52-67. 10.1007/s10040-001-0170-8
- Soullignac, F.; Vinçon-Leite, B.; Lemaire, B.J.; Scarati, R.; Bonhomme, C.; Dubois, P.; Mezemate, Y.; Tchiguirinskaia, I.; Schertzer, D.; Tassin, B., 2017. Performance assessment of a 3D hydrodynamic model using high temporal resolution measurements in a shallow urban lake. *Environmental Modelling and Assessment*, in press:
- Spatharis, S.; Tsiirtsis, G., 2013. Zipf-Mandelbrot model behavior in marine eutrophication: two way fitting on field and simulated phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia*, 714 (1): 191-199. 10.1007/s10750-013-1536-3
- Stepanenko, V.; Mammarella, I.; Ojala, A.; Miettinen, H.; Lykosov, V.; Vesala, T., 2016. LAKE 2.0: a model for temperature, methane, carbon dioxide and oxygen dynamics in lakes. *Geoscientific Model Development*, 9 (5): 1977-2006. 10.5194/gmd-9-1977-2016
- Steward, J.S.; Lowe, E.F., 2010. General empirical models for estimating nutrient load limits for Florida's estuaries and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 55 (1): 433-445. 10.4319/lo.2010.55.1.0433
- Stow, C.A.; Carpenter, S.R.; Lathrop, R.C., 1997. A Bayesian observation error model to predict cyanobacterial biovolume from spring total phosphorus in Lake Mendota, Wisconsin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (2): 464-473. 10.1139/cjfas-54-2-464
- Stow, C.A.; Scavia, D., 2009. Modeling hypoxia in the Chesapeake Bay: Ensemble estimation using a Bayesian hierarchical model. *Journal of Marine Systems*, 76 (1-2): 244-250. 10.1016/j.jmarsys.2008.05.008
- Streeter HW; EB, P., 1925. *A Study of Pollution and Natural Purification of the Ohio River*: United States Public Health Service, U.S. Department of Health, Education and Welfare.
- Sturdivant, S.K.; Brush, M.J.; Diaz, R.J., 2013. Modeling the Effect of Hypoxia on Macrobenthos Production in the Lower Rappahannock River, Chesapeake Bay, USA. *Plos One*, 8 (12). 10.1371/journal.pone.0084140
- Sugimoto, R.; Kasai, A.; Miyajima, T.; Fujita, K., 2010. Modeling phytoplankton production in Ise Bay, Japan: Use of nitrogen isotopes to identify dissolved inorganic nitrogen sources. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 86 (3): 450-466. 10.1016/j.ecss.2009.10.011
- Sun, X.; Bernard-Jannin, L.; Garneau, C.; Volk, M.; Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.-M., 2016. Improved simulation of river water and groundwater exchange in an alluvial plain using the SWAT model. *Hydrological Processes*, 30 (2): 187-202
- Sun, X.; Bernard-Jannin, L.; Garneau, C.; Volk, M.; Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Sauvage, S.; Sanchez-Perez, J.M., 2016. Improved simulation of river water and groundwater exchange in an alluvial plain using the SWAT model. *Hydrological Processes*, 30 (2): 187-202. 10.1002/hyp.10575
- Sun, X.; Bernard-Jannin, L.; Sauvage, S.; Garneau, C.; Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Sánchez-Pérez, J.M., 2017. Assessment of the denitrification process in alluvial wetlands at floodplain scale using the SWAT model. *Ecological Engineering*, 103: 344-358
- Sundarambal, P.; Tkalich, P.; Balasubramanian, R., 2010. Modelling the effect of atmospheric nitrogen deposition on marine phytoplankton in the Singapore Strait. *Water Science and Technology*, 61 (4): 859-867. 10.2166/wst.2010.357
- Supriyasilp, T.; Graettinger, A.J.; Durrans, S.R., 2003. Quantitatively directed sampling for main channel and hyporheic zone water-quality modeling. *Advances in Water Resources*, 26: 1029-1037. 10.1016/S0309-1708(03)00082-4

- Tabacchi, E.; Lambs, L.; Guilloy, H.; Planty-Tabacchi, A.-M.; Muller, E.; Decamps, H., 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, Vol. 14 (n° 16-17): pp.-2959-2976
- Talke, S.A.; de Swart, H.E.; de Jonge, V.N., 2009. An Idealized Model and Systematic Process Study of Oxygen Depletion in Highly Turbid Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 32 (4): 602-620. 10.1007/s12237-009-9171-y
- Tamvakis, A.; Miritzis, J.; Tsirtsis, G.; Spyropoulou, A.; Spatharis, S., 2012. Effects of meteorological forcing on coastal eutrophication: Modeling with model trees. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115: 210-217. 10.1016/j.ecss.2012.09.003
- Tanentzap, A.J.; Hamilton, D.P.; Yan, N.D., 2007. Calibrating the Dynamic Reservoir Simulation Model (DYRESM) and filling required data gaps for 1-dimensional thermal profile predictions in a boreal lake. *Limnology and Oceanography: Methods*, 5: 484-494. 10.4319/lom.2007.5.484
- Testa, J.M.; Li, Y.; Lee, Y.J.; Li, M.; Brady, D.C.; Di Toro, D.M.; Kemp, W.M.; Fitzpatrick, J.J., 2014. Quantifying the effects of nutrient loading on dissolved O₂ cycling and hypoxia in Chesapeake Bay using a coupled hydrodynamic-biogeochemical model. *Journal of Marine Systems*, 139: 139-158. 10.1016/j.jmarsys.2014.05.018
- Tett, P.; Walne, A., 1995. Observations and simulations of hydrography, nutrients and plankton in the Southern North -sea. *Ophelia*, 42: 371-416
- Thebault, J.M.; Qotbi, A., 1999. A model of phytoplankton development in the lot River (France). Simulations of scenarios. *Water Research*, 33 (4): 1065-1079
- Thieu, V.; Billen, G.; Garnier, J., 2009. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water Research*, 43 (6): 1740-1754. 10.1016/j.watres.2009.01.014
- Thieu, V.; Billen, G.; Garnier, J.; Benoit, M., 2011. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Change*, 11 (2): 359-370. 10.1007/s10113-010-0142-4
- Thompson, J.; Cassidy, R.; Doody, D.G.; Flynn, R., 2013. Predicting critical source areas of sediment in headwater catchments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 179: 41-52. 10.1016/j.agee.2013.07.010
- Thouvenot, M.; Billen, G.; Garnier, J., 2007. Modelling nutrient exchange at the sediment-water interface of river systems. *Journal of Hydrology*, 341: 55-78. 10.1016/j.jhydrol.2007.05.001
- Tim, U.S.; Jolly, R., 1994. Evaluating Agricultural Nonpoint-Source Pollution Using Integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/Water Quality Model. *Journal of Environmental Quality*, 23 (1): 25-35. 10.2134/jeq1994.00472425002300010006x
- Timmermann, K.; Dinesen, G.E.; Markager, S.; Ravn-Jensen, L.; Bassompierre, M.; Roth, E.; Stottrup, J.G., 2014. Development and Use of a Bioeconomic Model for Management of Mussel Fisheries under Different Nutrient Regimes in the Temperate Estuary of the Limfjord, Denmark. *Ecology and Society*, 19 (1). 10.5751/es-06041-190114
- Timmermann, K.; Markager, S.; Gustafsson, K.E., 2010. Streams or open sea? Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a 3D hydrodynamic-ecological model. *Journal of Marine Systems*, 82 (3): 111-121. 10.1016/j.jmarsys.2010.04.008
- Tisseuil, C.; Wade, A.J.; Tudesque, L.; Lek, S., 2008. Modeling the Stream Water Nitrate Dynamics in 60,000-km² European Catchment, the Garonne, Southwest France. *Journal of Environmental Quality*, 37 (6): 2155-2169. 10.2134/jeq2007.0507
- Townsend, H., 2014. Comparing and coupling a water quality and a fisheries ecosystem model of the Chesapeake Bay for the exploratory assessment of resource management strategies. *Ices Journal of Marine Science*, 71 (3): 703-712. 10.1093/icesjms/fst060
- Trancoso, A.R.; Saraiva, S.; Fernandes, L.; Pina, P.; Leitao, P.; Neves, R., 2005. Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological Modelling*, 187 (2-3): 232-246. 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.054

- Tripathi, M.P.; Panda, R.K.; Raghuwanshi, N.S., 2003. Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. *Biosystems Engineering*, 85 (3): 365-379. 10.1016/s1537-5110(03)00066-7
- Trolle, D.; Hamilton, D.; Hipsey, M.; Bolding, K.; Bruggeman, J.; Mooij, W.; Janse, J.; Nielsen, A.; Jeppesen, E.; Elliott, J.; Makler-Pick, V.; Petzoldt, T.; Rinke, K.; Flindt, M.; Arhonditsis, G.; Gal, G.; Bjerring, R.; Tominaga, K.; Hoen, J.t.; Downing, A.; Marques, D.; Fragoso, C.; Sondergaard, M.; Hanson, P., 2012. A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia*, 683: 25-34
- Trolle, D.; Hamilton, D.P.; Pilditch, C.A.; Duggan, I.C.; Jeppesen, E., 2011. Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. 26: 354-370
- Trolle, D.; Skovgaard, H.; Jeppesen, E., 2008. The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM–CAEDYM. *Ecological Modelling*, 219 (1–2): 138-152. 10.1016/j.ecolmodel.2008.08.005
- Troost, T.A.; Blaas, M.; Los, F.J., 2013. The role of atmospheric deposition in the eutrophication of the North Sea: A model analysis. *Journal of Marine Systems*, 125: 101-112. 10.1016/j.jmarsys.2012.10.005
- Troost, T.A.; de Kluijver, A.; Los, F.J., 2014. Evaluation of eutrophication variables and thresholds in the Dutch North Sea in a historical context - A model analysis. *Journal of Marine Systems*, 134: 45-56. 10.1016/j.jmarsys.2014.01.015
- Tuchkovenko, Y.S.; Lonin, S.A., 2003. Mathematical model of the oxygen regime of Cartagena Bay. *Ecological Modelling*, 165 (1): 91-106. 10.1016/s0304-3800(03)00064-4
- Tucker, G.E.; Bradley, D.N., 2010. Trouble with diffusion: Reassessing hillslope erosion laws with a particle-based model. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 115: 12. 10.1029/2009jf001264
- Turner, E.; Bruesewitz, D.; Mooney, R.; Montagna, P.; McClelland, J.; Sadovski, A.; Buskey, E., 2014. Comparing performance of five nutrient phytoplankton zooplankton (NPZ) models in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 277: 13-26. 10.1016/j.ecolmodel.2014.01.007
- Turner, E.L.; Bruesewitz, D.A.; Mooney, R.F.; Montagna, P.A.; McClelland, J.W.; Sadovski, A.; Buskey, E.J., 2014. Comparing performance of five nutrient phytoplankton zooplankton (NPZ) models in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 277: 13-26. 10.1016/j.ecolmodel.2014.01.007
- Turner, R.; Rabalais, N.; Swenson, E.; 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, A.N.; Svab, E.; Preston, T.; Presing, M.; Kovacs, W.A., 2006. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*, 27 (8): 1521-1537. 10.1080/01431160500419311
- Uehlinger, U.; Bührer, H.; Reichert, P., 1996. Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river: evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater Biology*, 36 (2): 249-263. 10.1046/j.1365-2427.1996.00082.x
- Valiela, I.; Geist, M.; McClelland, J.; Tomasky, G., 2000. Nitrogen loading from watersheds to estuaries: Verification of the Waquoit Bay Nitrogen Loading Model. *Biogeochemistry*, 49 (3): 277-293. 10.1023/a:1006345024374
- van der Heijden, S.; Haberlandt, U., 2015. A fuzzy rule based metamodel for monthly catchment nitrate fate simulations. *Journal of Hydrology*, 531: 863-876. 10.1016/j.jhydrol.2015.10.039
- van der Perk, M.; Bierkens, M.F.P., 1997. The identifiability of parameters in a water quality model of the Biebrza River, Poland. *Journal of Hydrology*, 200 (1): 307-322. 10.1016/S0022-1694(97)00021-8
- Van Dijk, A.; Bruijnzeel, L.A., 2004. Runoff and soil loss from bench terraces. 2. An event-based erosion process model. *European Journal of Soil Science*, 55 (2): 317-334. 10.1111/j.1365-0754.2004.00605.x

- van Puijenbroek, P.; Janse, J.H.; Knoop, J.M., 2004. Integrated modelling for nutrient loading and ecology of lakes in The Netherlands. *Ecological Modelling*, 174 (1-2): 127-141. 10.1016/j.ecolmodel.2004.01.002
- vandenBerg, A.J.; Ridderinkhof, H.; Riegman, R.; Ruurdij, P.; Lenhart, H., 1996. Influence of variability in water transport on phytoplankton biomass and composition in the southern North Sea: A modelling approach (FYFY). *Continental Shelf Research*, 16 (7): 907-+. 10.1016/0278-4343(95)00023-2
- vandenBerg, A.J.; Turner, S.M.; vanDuyl, F.C.; Ruurdij, P., 1996. Model structure and analysis of dimethylsulphide (DMS) production in the southern North Sea, considering phytoplankton dimethylsulphoniopropionate- (DMSP) lyase and eutrophication effects. *Marine Ecology Progress Series*, 145 (1-3): 233-244. 10.3354/meps145233
- Vanraaphorst, W.; Ruurdij, P.; Brinkman, A., 1988. The assesment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. *Netherlands Journal of Sea Research*, 22 (1): 23-36. 10.1016/0077-7579(88)90050-6
- Varis, O., 1993. Cyanobacteria dynamics in a restored finnish lake - a long-term simulation study. *Hydrobiologia*, 268 (3): 129-145. 10.1007/BF00014049
- Vervier, P.; Bonvallet-Garay, S.; Sauvage, S.; Valett, H.M.; Sanchez-Pérez, J.-M., 2009. Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel-bed river, Garonne River, France. *Hydrological Processes*, vol. 23 (n° 12): pp.-1801-1812
- Vigiak, O.; Malago, A.; Bouraoui, F.; Vanmaercke, M.; Poesen, J., 2015. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. *Science of the Total Environment*, 538: 855-875. 10.1016/j.scitotenv.2015.08.095
- Viney, N.R.; Sivapalan, M., 1999. A conceptual model of sediment transport: application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes*, 13 (5): 727-743. 10.1002/(sici)1099-1085(19990415)13:5<727::aid-hyp776>3.0.co;2-d
- Vollenweider, R.A., 1975. Input-output models. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 37 (1): 53-84. 10.1007/BF02505178
- Vollenweider, R.A.; Kerekes, J., 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters.* OECD, Paris
- Wade, A.J.; Durand, P.; Beaujouan, V.; Wessel, W.W.; Raat, K.J.; Whitehead, P.G.; Butterfield, D.; Rankinen, K.; Lepisto, A., 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 559-582
- Wade, A.J.; Whitehead, P.G.; Butterfield, D., 2002. The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 583-606
- Wagenschein, D.; Rode, M., 2008. Modelling the impact of river morphology on nitrogen retention—A case study of the Weisse Elster River (Germany). *Ecological Modelling*, 211 (1): 224-232. 10.1016/j.ecolmodel.2007.09.009
- Wagner, C.; Adrian, R., 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54: 2460-2468
- Walker, R.R.; Snodgrass, W.J., 1986. Model for sediment oxygen-demand in lakes. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 112 (1): 25-43
- Wan, Z.; She, J.; Maar, M.; Jonasson, L.; Baasch-Larsen, J., 2012. Assessment of a physical-biogeochemical coupled model system for operational service in the Baltic Sea. *Ocean Science*, 8 (4): 683-701. 10.5194/os-8-683-2012
- Wang, C.; Sun, Q.Y.; Wang, P.F.; Hou, J.; Qu, A.Y., 2013. An optimization approach to runoff regulation for potential estuarine eutrophication control: Model development and a case study of Yangtze Estuary, China. *Ecological Modelling*, 251: 199-210. 10.1016/j.ecolmodel.2012.12.026
- Wang, Q.G.; Zhao, X.H.; Yang, M.S.; Zhao, Y.; Liu, K.; Ma, Q., 2011. Water quality model establishment for middle and lower reaches of Hanshui River, China. *ResearchGate* (2011): 21(6):647-655.,
- Wang, X.; Williams, J.R.; Gassman, P.W.; Baffaut, C.; Izaurralde, R.C.; Jeong, J.; Kiniry, J.R., 2012. EPIC and APEX: model use, calibration, and validation. *Transactions of the Asabe*, 55 (4): 1447-1462

- Wang, Z.G.; Doetterl, S.; Vanclooster, M.; van Wesemael, B.; Van Oost, K., 2015. Constraining a coupled erosion and soil organic carbon model using hillslope-scale patterns of carbon stocks and pool composition. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 120 (3): 452-465. 10.1002/2014jg002768
- Warwick, J.J.; Cockrum, D.; Horvath, M., 1997. Estimating Non-Point-Source Loads and Associated Water Quality Impacts. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 123 (5): 302-310. 10.1061/(ASCE)0733-9496(1997)123:5(302)
- Wellen, C.; Kamran-Disfani, A.-R.; Arhonditsis, G.B., 2015. Evaluation of the Current State of Distributed Watershed Nutrient Water Quality Modeling. *Environmental Science & Technology*, 49 (6): 3278-3290. 10.1021/es5049557
- Weng, P.; Sanchez-Pérez, J.-M.; Sauvage, S.; Vervier, P.; Giraud, F., 2003. Assessment of the quantitative and qualitative buffer function of an alluvial wetland: hydrological modelling of a large floodplain (Garonne River, France). *Hydrological Processes*, vol. 1 (n° 12): pp.2375-2392
- Whelan, M.J.; Gandolfi, C.; Bischetti, G.B., 1999. A simple stochastic model of point source solute transport in rivers based on gauging station data with implications for sampling requirements. *Water Research*, 33 (14): 3171-3181. 10.1016/S0043-1354(99)00026-3
- Whitehead, P.G.; Williams, R.J.; Lewis, D.R., 1997. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. *Science of the Total Environment*, 194: 447-456. 10.1016/S0048-9697(96)05382-X
- 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*, 210-211 (10.1016/S0048-9697(98)00037-0): 547-558
- Wiberg, P.L.; Smith, J.D., 1987. Calculations of the critical shear-stress for motion of uniform and heterogeneous sediments. *Water Resources Research*, 23 (8): 1471-1480. 10.1029/WR023i008p01471
- Wild-Allen, K.; Herzfeld, M.; Thompson, P.A.; Rosebrock, U.; Parslow, J.; Volkman, J.K., 2010. Applied coastal biogeochemical modelling to quantify the environmental impact of fish farm nutrients and inform managers. *Journal of Marine Systems*, 81 (1-2): 134-147. 10.1016/j.jmarsys.2009.12.013
- Wild-Allen, K.; Rayner, M., 2014. Continuous nutrient observations capture fine-scale estuarine variability simulated by a 3D biogeochemical model. *Marine Chemistry*, 167: 135-149. 10.1016/j.marchem.2014.06.011
- Willgoose, G.R.; Sharmeen, S., 2006. A One-dimensional model for simulating armouring and erosion on hillslopes: I. Model development and event-scale dynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31 (8): 970-991. 10.1002/esp.1398
- Williams, J.R., 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. *Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources: Proceedings of the sediment-yield workshop*, Oxford. 244-252
- Williams, J.R.; Izaurralde, R.C., 2006. The APEX model. In: V.P., S.; Frevert, D.K., eds. *Watershed models Watershed models*. CRC Press, 437-482
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning USDA, Washington,
- Wlosinski, J.H.; Minshall, G.W., 1986. Predictability of stream ecosystem models of various levels of resolution. *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science ed. Chelsea, MI, USA: T.D. Fontaine and S.M. Bartell, 69-86

- Wong, M.G.; Parker, G., 2006. Reanalysis and correction of bed-load relation of Meyer-Peter and Muller using their own database. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132 (11): 1159-1168. 10.1061/(asce)0733-9429(2006)132:11(1159)
- Woolhise, D.A., 1973. Hydrologic and watershed modeling - State of art. *Transactions of the Asae*, 16 (3): 553-559
- Wright, R.F.; Beier, C.; Cosby, B.J., 1998. Effects of nitrogen deposition and climate change on nitrogen runoff at Norwegian boreal forest catchments: the MERLIN model applied to Risdalsheia (RAIN and CLIMEX projects). *Hydrology and Earth System Sciences*, 2 (4): 399-414
- Xu, Z.-x.; Lu, S.-q., 2003. Hydrodynamic model for tidal river network. *Journal of Hydrodynamics* (2003): 15(2):64-70,
- Yacobi, Y.Z., 2006. Temporal and vertical variation of chlorophyll alpha concentration, phytoplankton photosynthetic activity and light attenuation in Lake Kinneret: possibilities and limitations for simulation by remote sensing. *Journal of Plankton Research*, 28 (8): 725-736. 10.1093/plamktfbl004
- Yakushev, E.; Neretin, L., 1997. One-dimensional modeling of nitrogen and sulfur cycles in the aphotic zones of the Black and Arabian Seas. *Global Biogeochemical Cycles*, 11 (3): 401-414. 10.1029/97GB00782
- Yakushev, E.; Pollehne, F.; Jost, G.; Kuznetso, I.; Schneider, B.; Urnlauf, L., 2007. Analysis of the water column oxic/anoxic interface in the Black and Baltic seas with a numerical model. *Marine Chemistry*, 107 (3): 388-410. 10.1016/j.marchem.2007.06.003
- Yanagi, T.; Yamamoto, T.; Koizumi, Y.; Ikeda, T.; Kamozone, M.; Tamori, H., 1995. A simulation of red tide formation. *Journal of Marine Systems*, 6 (3): 269-285. 10.1016/0924-7963(94)00027-9
- Yang, X.H., 2014. Deriving RUSLE cover factor from time-series fractional vegetation cover for hillslope erosion modelling in New South Wales. *Soil Research*, 52 (3): 253-261. 10.1071/sr13297
- Ye, L.; Grimm, N.B., 2013. Modelling potential impacts of climate change on water and nitrate export from a mid-sized, semiarid watershed in the US Southwest. *Climatic Change*, 120 (1-2): 419-431. 10.1007/s10584-013-0827-z
- Ye, W.; Bates, B.C.; Viney, N.R.; Sivapalan, M.; Jakeman, A.J., 1997. Performance of conceptual rainfall-runoff models in low-yielding ephemeral catchments. *Water Resources Research*, 33 (1): 153-166. 10.1029/96wr02840
- Yekta, S.S.; Rahm, L., 2011. A model study of the effects of sulfide-oxidizing bacteria (*Beggiatoa* spp.) on phosphorus retention processes in hypoxic sediments: Implications for phosphorus management in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 16 (3): 167-184
- Yi, X.; Zou, R.; Guo, H., 2016. Global sensitivity analysis of a three-dimensional nutrients-algae dynamic model for a large shallow lake. *Ecological Modelling*, 327: 74-84
- Yih, S.-M.; Davidson, B., 1975. Identification in nonlinear, distributed parameter water quality models. *Water Resources Research*, 11 (5): 693-704. 10.1029/WR011i005p00693
- Zalewski, M., 2000. Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering*, 16 (1): 1-8
- Zalewski, M., 2015. Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20 (1): A4014012. 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000999
- Zammit, C.; Sivapalan, M.; Kelsey, P.; Viney, N.R., 2005. Modelling the effects of land-use modifications to control nutrient loads from an agricultural catchment in Western Australia. *Ecological Modelling*, 187 (1): 60-70. 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.024
- Zhang, H.; Culver, D.A.; Boegman, L., 2008. A two-dimensional ecological model of Lake Erie: Application to estimate dreissenid impacts on large lake plankton populations. *Ecological Modelling*, 214 (2-4): 219-241. 10.1016/j.ecolmodel.2008.02.005
- Zhang, H.; Hu, W.; Gu, K.; Li, Q.; Zheng, D.; Zhai, S., 2013. An improved ecological model and software for short-term algal bloom forecasting. *Environmental Modelling & Software*, 48: 152-162. 10.1016/j.envsoft.2013.07.001

- Zhang, J.H.; Liu, C.C.; Yang, L.L.; Gao, S.; Ji, X.; Huo, Y.Z.; Yu, K.F.; Xu, R.; He, P.M., 2015. The source of the *Ulva* blooms in the East China Sea by the combination of morphological, molecular and numerical analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 164: 418-424. 10.1016/j.ecss.2015.08.007
- 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