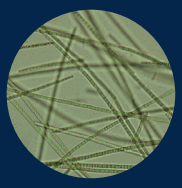
Eutrophisation

Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité



L'eutrophisation compte parmi les altérations les plus courantes des eaux continentales et marines. Les manifestations les plus connues sont les proliférations d'algues, parfois toxiques, dans les lacs et les cours d'eau et les proliférations de macroalgues vertes dans les zones côtières. Ces phénomènes génèrent des perturbations majeures pour les écosystèmes aquatiques et ont des impacts sur les biens et les services associés, sur la santé humaine et sur les activités économiques des territoires où ils se produisent. Dans certains espaces, ces crises écologiques sont devenues une question socialement vive, investie par une grande diversité d'acteurs, porteurs de valeurs et d'intérêts contrastés. L'eutrophisation est d'ailleurs une notion utilisée à la fois par la communauté scientifique et par les politiques publiques, et ses définitions sont multiples. L'instauration de réglementations par les pouvoirs publics pour limiter l'eutrophisation est aussi source de tensions et de débats sur les activités identifiées comme contribuant ou ayant contribué de façon déterminante à ces phénomènes.

Les débats sur l'identification des facteurs et des niveaux de risque d'eutrophisation, permettant d'orienter les politiques publiques, ont conduit les ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture à demander la réalisation d'une Expertise scientifique collective (ESCo) sur le sujet. Le CNRS, l'Ifremer, l'INRA et Irstea ont ainsi été sollicités pour produire un état des lieux critique sur les connaissances actualisées des causes, des mécanismes, des conséquences et de la prédictibilité des phénomènes d'eutrophisation. De plus, il a été demandé aux instituts de recherche de clarifier la définition de l'eutrophisation, en prenant en compte les besoins et les enjeux opérationnels de l'action publique.

cnrs dépasser les frontières

INRA SCIENCE & IMPACT

irstea

Ifremer

Crédits photos : © ALAIN JOCARD / AFP - © Alexandrine Pannard / Université de Rennes 1 - © JP Guyomarc'h - © Yves Le Medec / Minyvel-Environnement

1. Qu'est-ce que l'eutrophisation ? Pourquoi et comment survient-elle ?

Définition de l'eutrophisation

Le terme « eutrophisation » est utilisé dans la littérature scientifique pour désigner un processus naturel d'augmentation de la production de matières organiques accompagnant l'évolution d'un écosystème aquatique sur des temps géologiques, jusqu'à son éventuel comblement. Il peut également désigner un processus résultant des activités anthropiques et agissant sur des échelles de temps courtes (heures, jours, mois, années). L'eutrophisation anthropique, dans sa définition proposée à partir de l'analyse de la littérature, désigne le **syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matières organiques induit par des apports anthropiques en phosphore et en azote**. Bien que similaires en termes de mécanismes, ces deux définitions impliquent des processus qui ne se produisent pas sur les mêmes échelles de temps, et qui n'ont par conséquent pas du tout les mêmes implications écologiques et sociétales. C'est bien l'eutrophisation anthropique qui concentre les inquiétudes sociétales et fait l'objet de cette ESCo. Dans cette définition anthropique, la notion de syndrome, qui se définit comme un ensemble de symptômes, est utilisée pour pallier la difficulté de résumer en quelques mots la multitude de réponses biogéochimiques et biologiques déclenchées par des apports de phosphore et d'azote.

Quels sont les facteurs à l'origine de l'eutrophisation ?

Le fonctionnement des écosystèmes aquatiques est régi par des équilibres dynamiques. L'eutrophisation est un déséquilibre de fonctionnement, déclenché par un changement dans les quantités, les proportions relatives ou les formes d'azote et de phosphore entrant dans les systèmes aquatiques. La nature et l'intensité des réponses dépendent également de facteurs environnementaux : un temps de résidence de l'eau long, une température élevée et une quantité de lumière suffisante favorisent l'eutrophisation.

Quels sont les mécanismes de l'eutrophisation ?

Le mécanisme général de réponse à des changements d'apports de nutriments est commun aux écosystèmes d'eaux continentales et marines (Figure 1) : une augmentation des apports de nutriments entraîne une augmentation de la biomasse végétale, générant progressivement une diminution de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Les écosystèmes aquatiques passent ainsi d'un système avec des apports limités de nutriments à un système progressivement saturé en nutriments, dans lequel le nouveau facteur limitant devient la lumière. Des proliférations d'espèces végétales opportunistes, adaptées à ces nouvelles conditions environnementales, vont alors remplacer les espèces présentes initialement, induisant des changements dans la structure et le fonctionnement de l'ensemble des communautés (végétaux, zooplancton, faune benthique, poissons, etc.). Ces proliférations représentent de fortes biomasses dont la décomposition par des bactéries induit un appauvrissement ou un épuisement en oxygène du milieu (hypoxies ou anoxies : très peu ou pas d'oxygène), voire l'émission de gaz toxiques (CO_2, H_2S et CH_4). Certaines proliférations peuvent être constituées d'espèces toxiques.

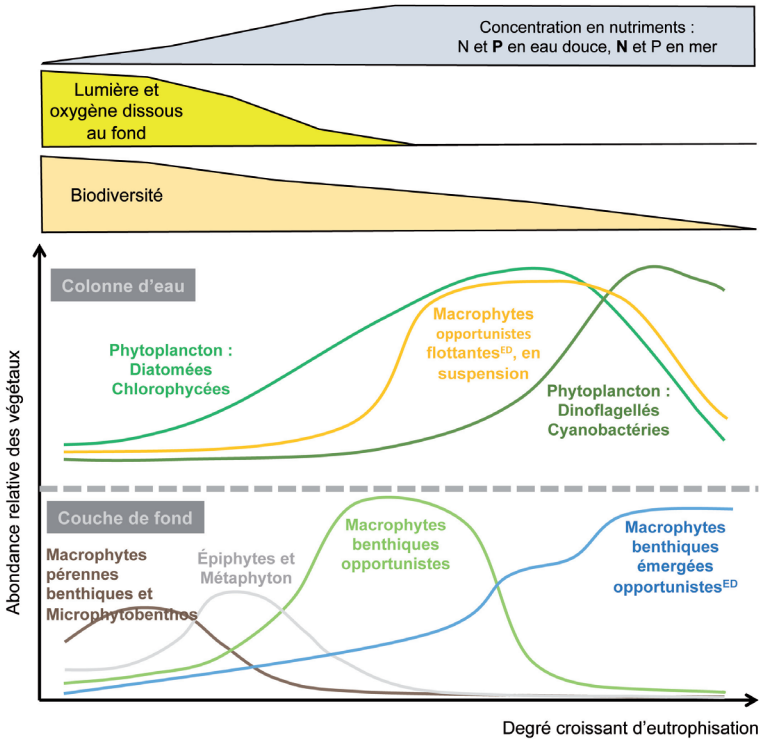


Figure 1. Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique. Source: ESCo Eutrophisation.

NB : Bien que les systèmes marins et d'eau douce n'hébergent pas les mêmes espèces, les successions de groupes fonctionnels de végétaux présentent des trajectoires similaires. De manière schématique, les macrophytes benthiques capables de puiser les nutriments dans le sédiment dominent dans les milieux pauvres en nutriments. Lorsque le milieu s'enrichit, les épiphytes puis les macrophytes émergentes, les macrophytes flottantes opportunistes et/ou le phytoplancton prolifèrent, au détriment des macrophytes pérennes et immergées, qui n'ont plus accès à la lumière. ED : observable pour les eaux douces uniquement.

Quelles sont les manifestations de l'eutrophisation ?

Les réponses engendrées par une perturbation sont, dans un premier temps, détectables au niveau physiologique/biochimique d'un individu, puis au niveau morphologique ou comportemental, et enfin aux niveaux des populations et des communautés. Les symptômes les plus notables de l'eutrophisation sont les proliférations végétales, parfois toxiques, la perte de biodiversité et les anoxies qui peuvent engendrer la mort massive d'organismes aquatiques. Dans les baies de grands systèmes fluviaux et certains lacs, la châtaigne d'eau *Trapa natans* ou les fougères d'eau du genre *Azolla sp.* ont par exemple proliféré jusqu'à conduire à des hypoxies et des anoxies du milieu. Dans les lacs, les cyanobactéries qui prolifèrent le plus communément en France présentent toutes des espèces capables de produire des toxines. Elles appartiennent aux genres *Microcystis*, *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Nodularia*. En milieu côtier, la décomposition des macroalgues vertes opportunistes proliférantes, principalement issues du genre *Ulva*, induit des hypoxies et des anoxies du milieu, provoquant des mortalités massives de la faune des fonds marins, une régression des zones de nurseries des poissons et des risques sanitaires par dégagement d'hydrogène sulfuré. La prolifération excessive de phytoplancton en mer côtière provoque également une hypoxie voire une anoxie des eaux de fond (golfe du Mexique, baie de Chesapeake, mer Baltique, etc.). Enfin, l'eutrophisation marine peut stimuler la production de toxines phytoplanctoniques, comme chez les espèces des genres *Alexandrium*, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*.

Quels sont les impacts environnementaux et socio-économiques recensés ?

L'eutrophisation constitue une menace pour l'environnement, l'économie (impacts sur la production conchylicole, la pêche, le tourisme, etc.), mais également pour la santé humaine. Des tentatives d'évaluation monétaire des impacts de l'eutrophisation ont été faites ces dix dernières années, principalement aux États-Unis et sur la mer Baltique. Elles indiquent une diversité d'impacts et de coûts. Ils sont assez directement chiffrables, par exemple, quand des villes de plusieurs centaines de milliers d'habitants sont privées d'eau potable pendant plusieurs jours. En revanche, les calculs des effets indirects peinent à intégrer l'ensemble des impacts environnementaux et socio-économiques.

2. Sur quels critères s'appuyer pour caractériser l'eutrophisation des milieux ?

Les indicateurs d'eutrophisation sont généralement classés en indicateurs de pression, d'état chimique et d'impact (Tableau 1). Les indicateurs de pression et d'état concernent respectivement l'identification et la quantification des sources de polluants et leurs concentrations, alors que les indicateurs d'impact utilisent les réponses biologiques des communautés vivantes propres à chaque type de milieu. Ces indicateurs permettent de mettre en lien les émissions et les flux exportés par les bassins-versants, les concentrations mesurées dans les milieux récepteurs et l'état biologique ou écologique de ces milieux. Si la DCSMM a conservé un descripteur dédié à l'eutrophisation, la DCE a plutôt privilégié une vision agrégée des états écologiques des masses d'eau sous l'effet de multiples pressions. Les pressions responsables de l'eutrophisation y sont en partie documentées (par exemple concentrations des nutriments), mais les relations non linéaires avec les états écologiques restent parfois à approfondir dans différentes régions. L'interprétation des données biologiques (macrophytes, phytobenthos, invertébrés, poissons) y est complexe, contenue au sein d'informations sur la réponse intégrée des hydrosystèmes aux pressions multiples, et dépendante de modalités de suivi adaptées (fréquence, précisions des mesures, etc.).

Indicateurs	Rivières	Lacs	Eaux de transition	Eaux côtières	Eaux océaniques
Indicateurs de pression					
Émissions de nutriments, charge en nutriments	•	•	•	•	•
Indicateurs d'état					
Concentrations en phosphore (P total, orthophosphate)	•	•	•	•	•
Concentrations en azote (N total, NO_3)	•	•	•	•	•
Indicateurs d'impact					
État écologique (DCE : Directive-cadre sur l'eau)	•	•	•	•	
État environnemental (DCSMM : Directive-cadre stratégie pour le milieu marin)				•	•
Phytoplancton (chlorophylle a, biovolume)	•	•	•	•	•
Phytoplancton (composition de la communauté, algues nuisibles, toxiques)		•		•	•
Profondeur de Secchi		•		•	•
Macrophytes (profondeur de la limite inférieure de développement)		•		•	
Macrophytes (composition de la communauté)	•	•	•	•	
Phytobenthos (composition de la communauté des algues benthiques)	•	•			
Macrozoobenthos (composition de la communauté, biomasse)	•	•	•	•	•
Concentration en oxygène au fond		•*	•	•	•

Tableau 1. Indicateurs de pression, d'état et d'impact de l'eutrophisation dans les rivières, les lacs, les eaux de transition, les eaux côtières et marines.
* Seulement pour les lacs stratifiés.
D'après Ibisch *et al.* 2016, ETC/ICM Technical Report – 2/2016.

3. Quelle est l'évolution de l'eutrophisation à l'échelle mondiale ?

L'augmentation de la croissance démographique mondiale et le développement des concentrations urbaines, l'industrialisation et la spécialisation de l'agriculture, notamment le découplage culture-élevage permis par les moyens de transport, l'extraction minière du phosphore et le procédé chimique de fabrication d'azote minéral (méthode Haber-Bosch) ont entraîné une augmentation des flux et des concentrations en nutriments dans l'environnement, et *in fine* dans les milieux aquatiques. Les évolutions des flux varient selon les publications en fonction de l'approche et des données utilisées. Sur la base des modèles les plus récents déployés à l'échelle mondiale, les flux sortants à la mer ont quasiment doublé au cours du XX^{e} siècle, aussi bien pour l'azote que pour le phosphore, passant de 34 à 64 Tg* N/an et de 5 à 9 Tg P/an respectivement. La contribution de l'agriculture à ces flux est passée de 20 % à 50 % pour l'azote, et de 35 % à 55 % pour le phosphore.

Dès le début du XX^{e} siècle, des phénomènes d'eutrophisation ont été observés à proximité des grandes aires urbaines et industrielles des pays industrialisés de l'hémisphère nord. Entre les années 1970 et 1990, l'action publique dans ces pays s'est concentrée sur le traitement des pollutions industrielles et domestiques. La réduction drastique des pollutions ponctuelles de phosphore, résultant de l'amélioration du traitement des eaux usées et de la réduction puis de l'interdiction des phosphates dans les lessives, a permis la diminution progressive de certaines situations d'eutrophisation, comme sur le lac Érié ou sur le lac Léman.

Depuis, une nouvelle vague d'eutrophisation se répand, touchant à l'échelle mondiale de nombreux lacs, réservoirs, rivières et zones côtières. Des lieux emblématiques sont désormais sujets à des crises récurrentes : mer Baltique, Grands Lacs laurentiens, baie de Chesapeake, golfe du Mexique, de très nombreux lacs et zones côtières en Chine, le lac Victoria, les côtes bretonnes, les lagunes méditerranéennes, etc. Certains de ces sites n'avaient jamais été concernés quand d'autres ont connu une reprise du phénomène après une phase de rémission. Depuis la fin du XX^{e} siècle, l'action publique se concentre sur la question des pollutions diffuses d'origine agricole. Dans les pays industrialisés, les mesures prises ont permis des évolutions positives en eau douce, plus fortement sur le phosphore que sur l'azote, tandis qu'en milieu marin les phénomènes d'eutrophisation ne semblent pas diminuer depuis le début du XXI^{e} siècle. Au niveau mondial, le nombre et l'emprise des zones hypoxiques et anoxiques en milieu marin ont en effet triplé depuis les années 1960. Un recensement de 2010 les porte à près de 500, avec une emprise géographique de 245 000 km². On observe également une augmentation de la diversité, de la fréquence, de l'importance et de l'extension géographique des proliférations de microalgues toxiques ces dernières décennies. Bien qu'il soit encore difficile d'extrapoler les tendances observées d'une région à l'autre, le lien entre l'augmentation des flux de nutriments et celle de ces proliférations toxiques est souvent établi.

4. Peut-on, et comment caractériser et prédire les risques d'eutrophisation ?

L'analyse de la littérature met en exergue qu'un cadre d'analyse de risque devrait intégrer les transferts et les transformations hydrobiogéochimiques, les aléas climatiques et la vulnérabilité écologique des systèmes récepteurs. Ces trois dimensions sont plus ou moins intégrées dans la modélisation.

Transferts, rétention et transformation d'azote et de phosphore le long du continuum terre-mer

Le risque d'eutrophisation d'un écosystème aquatique dépend des apports de nutriments provenant de son bassin-versant *via* les cours d'eau ou les nappes phréatiques qui l'alimentent. Ainsi, les apports de nutriments peuvent provenir de zones sources distantes de plusieurs centaines, voire plusieurs milliers de kilomètres, et leur temps de transit depuis ces zones jusqu'aux écosystèmes aquatiques récepteurs peut être de plusieurs décennies.

Le long du continuum terre-mer, le phosphore est principalement retenu dans les sols et les sédiments (Figure 2). Il peut être remobilisé au gré de la demande biologique, en conditions anoxiques, ou lors du remaniement des sédiments. La totalité du cycle du phosphore est sous forme solide ou liquide, alors que celui de l'azote comprend une phase gazeuse. L'azote, plus mobile que le phosphore, est principalement transporté vers les nappes phréatiques, où il peut être stocké pendant des décennies (Figure 2). Dans les sédiments des cours d'eau et des lacs, dans les zones humides, les nitrates peuvent, dans une certaine mesure, être transformés en azote gazeux par dénitrification (épuration naturelle). Dans ces zones, le stockage du phosphore apporté depuis plus d'un siècle par les différentes activités humaines a ainsi engendré un excès de phosphore par rapport à l'azote. Ces différences de mécanismes de transfert, de rétention et de capacités d'élimination entre l'azote et le phosphore entraînent des différences dans le rapport massique entre ces deux éléments depuis les têtes de bassins-versants et tout au long du continuum terre-mer.

Ces constats expliquent aussi pourquoi les évaluations des

* Tg: teragramme: correspond à 10^{9} kilogrammes

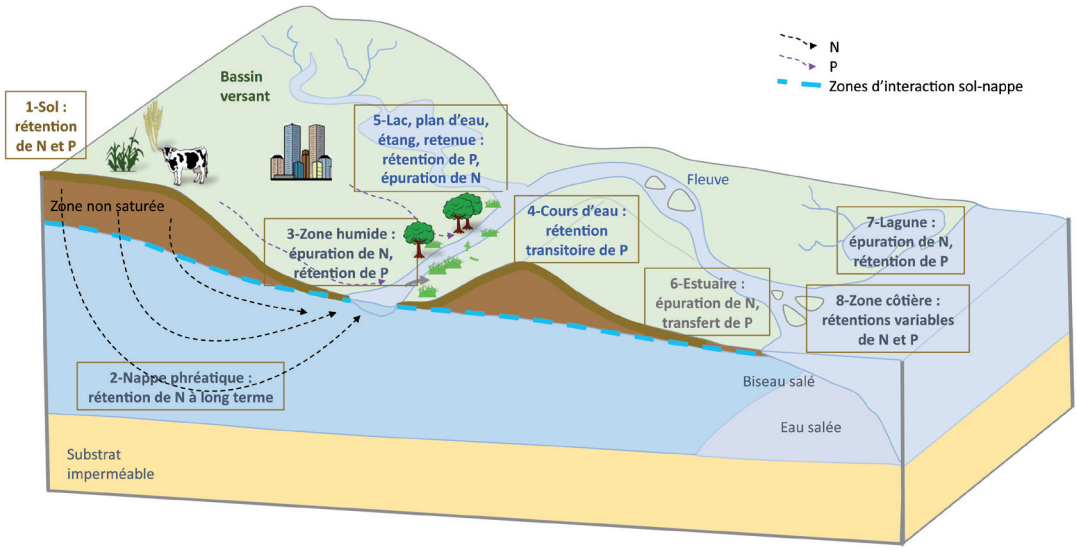


Figure 2. Schéma conceptuel des zones de transfert, rétention et épuration de l'azote (N) et du phosphore (P) le long du continuum terre–mer. Source : ESCo Eutrophisation.

capacités de rétention du phosphore et d'élimination de l'azote dans un bassin-versant sont actuellement difficiles et empreintes d'une forte incertitude. Il existe, en effet, une grande variabilité de flux dans les têtes de bassins-versants, sans que puissent être établies des relations entre structures des paysages (l'arrangement spatial de l'occupation des sols) et qualité de l'eau des rivières qui les drainent. Si l'évaluation d'une ou de plusieurs structures peut être réalisée à grand renfort d'équipements et de mesures, il reste difficile de quantifier toutes les configurations paysagères. Les taux mesurés sur un site ne peuvent pas, non plus, être extrapolés à d'autres sites du fait des spécificités hydrologiques, hydrogéomorphologiques et biogéochimiques de chacun. Cela engendre une grande variabilité spatio-temporelle de la dénitrification et de la rétention en phosphore. Prendre en compte les activités humaines (surplus, rejets) est essentiel pour l'azote, pour établir des relations qui resteront cependant empreintes d'une grande variabilité. Pour le phosphore, ces relations semblent avant tout dépendre de la connectivité des paysages.

La prise en compte du changement climatique est essentielle

Les changements climatiques, dont certains effets se font déjà sentir, vont impacter l'ensemble des mécanismes intervenant dans l'eutrophisation et en amplifier les symptômes. La production de biomasse végétale, les transferts au sein des bassins-versants, la charge de nutriments parvenant aux hydrosystèmes, la physico-chimie des milieux, en particulier l'oxygène, le pH et le relargage de phosphore et de métaux depuis les sédiments benthiques, la métabolisation des nutriments dans les milieux aquatiques, les habitats des organismes et leur distribution, la dynamique des réseaux trophiques, sont tous susceptibles d'être modifiés par les évolutions projetées du climat (changements des régimes thermiques et pluviométriques), en interaction avec les changements associés des activités humaines et des paysages terrestres. En retour, les réactions physico-chimiques benthiques mises en jeu lors d'hypoxies sont susceptibles de contribuer à l'émission de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O). La littérature commence à proposer des scénarios spatialisés des évolutions futures, en modifiant les facteurs de forçage des analyses de risque d'eutrophisation ; c'est une étape indispensable pour orienter les actions d'adaptation et dimensionner les efforts de lutte contre l'eutrophisation.

La vulnérabilité des écosystèmes à l'eutrophisation

Chaque écosystème est unique et possède son histoire et sa dynamique propre, elle-même liée aux conditions géologiques, géomorphologiques, hydrologiques, écologiques et climatiques locales, mais aussi aux différentes pressions anthropiques passées et présentes et à leur nature, ainsi qu'aux contextes sociologiques et économiques dans lesquelles elles se sont inscrites. Ainsi, par exemple, il existe de nombreuses réponses possibles des écosystèmes aquatiques sous contraintes de changements dans les apports de nutriments (Figure 3). Cette complexité confère

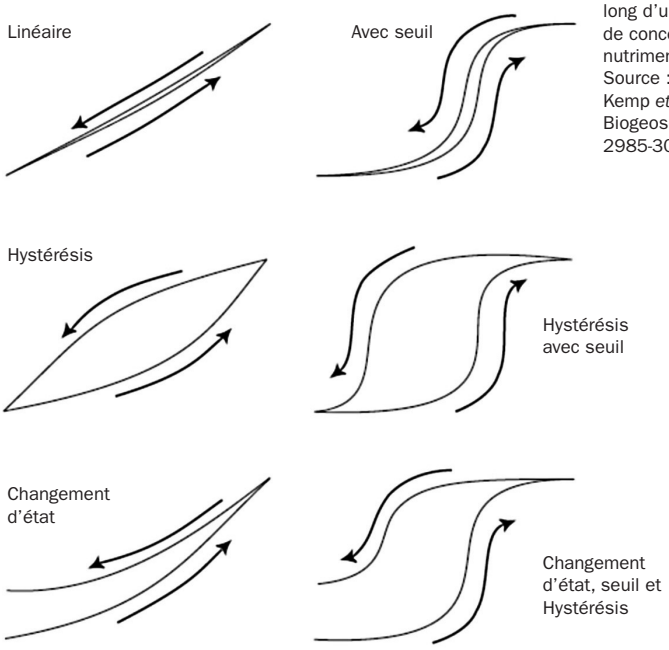


Figure 3. Représentation schématique de six trajectoires hypothétiques de réponse du système (en ordonnée) suite à des changements des conditions nutritives (en abscisse). L'hystérésis désigne le fait que deux états de l'écosystème sont possibles le long d'un gradient de concentrations en nutriments intermédiaire. Source : Kemp *et al*. 2009, Biogeosciences, 6(12), 2985-3008.

aux écosystèmes une faible prédictibilité de leur vulnérabilité écologique. Cette dernière est donc à définir en prenant en compte toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui influencent les propriétés intrinsèques des écosystèmes aquatiques récepteurs, en lien avec la diversité des situations locales, des contextes passés et présents. Il s'agit de mieux comprendre comment certaines métriques signent des basculements significatifs vers des situations eutrophes, et de repérer ces basculements dans les trajectoires de situations suivies de façon approfondie dans le temps, en les interprétant en termes fonctionnels.

La modélisation : outil de compréhension du fonctionnement des écosystèmes

Les modèles mathématiques d'écosystèmes eutrophisés ont été développés pour comprendre et représenter les dynamiques écologiques et leur couplage avec les nutriments. Certains ont aussi été utilisés pour estimer des risques d'eutrophisation, évaluer la réduction nécessaire des apports de nutriments et définir les actions et les zones de gestion prioritaires. Une première approche repose sur l'identification et la combinaison de facteurs d'émissions de nutriments vers les écosystèmes aquatiques. Les approches d'évaluation multicritères des impacts des systèmes techniques (pratiques agricoles, STEP, etc.), fondées sur l'analyse du cycle de vie, l'empreinte azote, etc., s'inscrivent dans ce registre. Une deuxième approche est basée sur des modèles dits statistiques. Ils cherchent à prévoir un ou des descripteurs de l'eutrophisation en fonction d'un certain nombre de variables causales mesurées sur le terrain. Une troisième approche représente, au travers d'équations, les mécanismes hydrobiogéochimiques et écologiques et simule la dynamique de l'eutrophisation. De nombreux modèles de l'eutrophisation combinent ces trois approches, selon la disponibilité des données sur une zone spécifique.

Les modèles de flux de nutriments issus de bassins-versants alimentent les modèles de lacs et de rivières, notamment pour l'azote. La modélisation des lacs s'est surtout focalisée sur le cycle du phosphore, pour remédier aux efflorescences de cyanobactéries fixatrices de diazote atmosphérique. Elle pourrait cependant, en raison de la stimulation observée de cyanobactéries non fixatrices de diazote, se rapprocher de celle des fleuves et des eaux côtières, qui simule en parallèle les cycles de N et P. Les modèles d'eutrophisation marine ciblent l'azote comme facteur de contrôle principal et recommandent des réductions importantes des apports fluviaux azotés. La remontée de cette contrainte écologique aval dans les modèles de réseau hydrographique et de bassins-versants bute sur la méconnaissance des compartiments de stockage (nappes pour N, sols et sédiments pour P) et de leurs temps de résidence, ainsi que sur la complexité géographique des usages des sols et des activités des bassins-versants.

L'utilisation de modèles pour l'évaluation de scénarios prospectifs est fréquente. Cependant, le niveau de transposabilité reste faible sans un apport important de données sur la zone étudiée, et l'incertitude des résultats est souvent peu évaluée. Très peu d'exemples intègrent le couplage avec l'aléa climatique et la vulnérabilité écologique des milieux aquatiques. La quasi-absence de modèles bioéconomiques rend encore difficile l'accompagnement de la remédiation par des approches de modélisation. Néanmoins, la modélisation a permis de pointer des lacunes dans le formalisme de certains processus encore trop peu décrits, dans les données nécessaires à leur mise en œuvre, et elle a sans conteste apporté des éléments de réflexion notables pour orienter les actions de gestion.

5. Quels sont les stratégies et les cadres de lutte contre l'eutrophisation ?

L'ingénierie dans les écosystèmes aquatiques : une solution ponctuelle

Les actions de lutte contre l'eutrophisation, au sein même des écosystèmes aquatiques, peuvent s'appuyer sur trois types de leviers : des leviers physiques, qui visent à diminuer le temps de résidence de l'eau ou à déstratifier la colonne d'eau ; des leviers chimiques, pour lutter contre l'hypoxie en réoxygénant artificiellement le milieu, ou pour favoriser la précipitation du phosphore (addition de chaux, aluminium, sulfates, etc.) ; des leviers écologiques qui visent soit la destruction des symptômes (emploi d'algicides), soit la biomanipulation par introduction d'espèces pour influencer la structure des réseaux trophiques. Ces approches sont coûteuses, et souvent incertaines quant à l'évolution des écosystèmes. Elles peuvent cependant aider à réguler un symptôme, au cas par cas, sur des petites surfaces spatiales.

Une maîtrise incontournable des apports de phosphore et d'azote aux milieux aquatiques

Les actions de maîtrise des flux provenant des bassins-versants sont indispensables. Elles doivent s'inscrire dans le long terme, en lien avec les mécanismes de transfert, de rétention et d'élimination des nutriments le long du continuum terre-mer. À titre d'exemple, les longues durées de transit expliquent en partie la faible diminution observée des flux d'azote, et dans une moindre mesure de phosphore, aux exutoires des bassins-versants, malgré les efforts entrepris pour diminuer les apports depuis plusieurs années.

Un faisceau de connaissances objectives soutient aujourd'hui un consensus scientifique pour limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore aux écosystèmes aquatiques, qu'ils soient ponctuels, diffus, d'origine urbaine, industrielle ou agricole. Les cycles des nutri-

ments ne sont en effet pas isolés les uns des autres. Les mesures de régulation d'un élément ont des conséquences sur les autres éléments et *in fine* sur l'équilibre des systèmes. Une réduction conjointe des apports de N et P est donc indispensable pour juguler l'eutrophisation d'amont en aval, même si le facteur de contrôle passe schématiquement du phosphore à l'azote le long du continuum terre-mer.

Concernant les sources de pollutions domestiques et industrielles (assainissement non collectif, réseau de collecte et de traitement des eaux usées), des efforts importants ont été faits, mais des progrès sont encore possibles : réduction à la source (produits ménagers, régimes alimentaires, etc.), meilleure évaluation des volumes à traiter, en particulier dans les zones où la population fluctue, montée en gamme de nombreuses petites stations d'épuration, traitements spécifiques (urine/fèces, déchets agro-industriels, etc.). L'attention se concentre désormais sur les sources agricoles, importantes dans les pays développés : recyclage des effluents dans les régions à forte densité animale (car forte importation d'aliments pour les animaux) ; gestion de la fertilisation prenant en compte N et P, raisonnée par parcelle, par système de culture (cultures et intercultures) ; préservation ou restauration des paysages, en particulier des interfaces terres-eaux. Ces trois leviers doivent être pris en compte dans les systèmes de production actuels. Cependant, même pris en compte, ils ne suffiront pas dans certains bassins-versants dont les écosystèmes aquatiques récepteurs sont très vulnérables. Les systèmes agricoles et les usages des sols devront y être progressivement modifiés. Des projets de territoire économiquement réalistes et socialement acceptables, fondés sur des objectifs de très basses fuites d'azote et de phosphore devront être mis en place. Des synergies entre des enjeux d'alimentation, de biodiversité, de climat, d'efficience et de recyclage des ressources peuvent y contribuer.

Les cadres de surveillance réglementaires sont-ils adaptés au suivi de l'eutrophisation ?

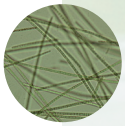
Plusieurs textes réglementaires encadrent de près ou de loin le processus d'eutrophisation. Ils sont de portée internationale, européenne ou nationale, et répondent à des logiques parfois différentes. Ainsi, coexistent des directives « usages », datant des années 1980, encadrant un domaine donné, comme la directive Nitrates ou la directive Eaux résiduaires urbaines (DERU), avec des directives à ambition plus globale comme la DCE ou la DCSMM des années 2000. La directive Nitrates, axée sur les nitrates d'origine agricole, impose de délimiter comme zones vulnérables les zones alimentant les eaux répondant aux critères suivants et contribuant à la pollution : les eaux qui ont ou risquent d'avoir une concentration supérieure à une norme de potabilité, et les eaux qui ont subi ou risquent de subir une eutrophisation. La DERU encadre la collecte, le traitement et les rejets d'eaux résiduaires, avec des normes d'émission ponctuelle mais pas de norme pour le milieu récepteur. La DCE et la DCSMM exigent, quant à elles, la mise en place des mesures nécessaires pour maintenir ou atteindre l'objectif de bon état écologique des masses d'eau, grâce notamment à une caractérisation régulière de l'état de santé des hydrosystèmes. À l'exception de la DCSMM, ces directives ne donnent pas de préconisation précise concernant l'eutrophisation, considérée dans un ensemble de pressions potentiellement dégradantes. À chacun de ces textes répondent des dispositifs de suivi ciblés, utilisés pour la vérification de la conformité aux normes.

La norme de potabilité fixée à 50 mg/L de nitrates, fréquemment référencée dans les textes réglementaires, n'est en tout état de cause pas adaptée à la protection des milieux vis-à-vis du processus d'eutrophisation. Des situations à 1 à 3 mg/L sont caractéristiques de zones à très faible pression humaine ; certaines publications identifient un point de basculement pour des valeurs à peine supérieures, auxquelles correspondent des premiers changements de composition spécifique des communautés. Il serait intéressant d'analyser la trajectoire historique des différentes valeurs guides qui ont pu être proposées au fil du temps, ainsi que leurs déclinaisons territoriales. La transparence sur les fondements associés à ces valeurs et la pédagogie qui les entoure sont primordiales pour établir des gammes de valeurs seuils.

L'accompagnement socio-économique de la remédiation

Les études économiques permettent d'identifier des instruments incitatifs ou réglementaires capables, individuellement ou par assemblages judicieux, d'apporter une aide à la décision. Ces études montrent que, souvent, des objectifs trop ambitieux ne sont pas applicables et ont conduit à des programmes peu efficaces, notamment par rapport à leur coût. Cibler spatialement les instruments est généralement plus efficace qu'appliquer des mesures génériques à large échelle, ceci posant la question des zonages et de l'échelle de leur définition. Une gestion adaptative, par réactualisation des objectifs et des outils, en tentant des expériences fondées sur des objectifs atteignables et à une échelle adaptée, paraît la meilleure démarche à adopter.

La sociologie de l'environnement est peu développée. En France, le cas des marées vertes fait exception : dès lors que l'eutrophisation y a gagné en visibilité sociale, il est devenu analysable. Les transformations à mener n'y sont plus uniquement perçues comme d'ordre biophysique. Les cas d'étude où les dimensions sociologiques commencent à être prises en compte appellent à une gestion différenciée selon les socioécosystèmes et leurs différentes échelles spatiales, intégrant les enjeux des différents acteurs autour de l'eutrophisation.



6. Les pistes d'investigation futures

Vers une méthodologie d'analyse du risque d'eutrophisation

Le cadre d'analyse du risque d'eutrophisation, qui est à construire, devra intégrer les aléas hydrobiogéochimiques, climatiques, ainsi que la vulnérabilité écologique des systèmes récepteurs. En ce sens, différentes pistes sont identifiées dans la littérature pour mieux tirer parti des données recueillies et les compléter en tant que de besoin : 1) réaliser des synthèses scientifiques régulières (par exemple tous les 10 ans) analysant conjointement les données physico-chimiques et biologiques dans leurs cadres géographiques différenciés, selon un angle intégrateur et fonctionnel ; 2) orienter l'acquisition de nouvelles données pour développer des démarches de modélisation, notamment dans le domaine continental, définir et déployer des analyses probabilistes de risque d'eutrophisation ; 3) intensifier l'acquisition de données dans les zones mal instrumentées (par exemple têtes de bassin, sols et sédiments), en augmentant la fréquence de mesure ou leur précision, en mesurant des variables actuellement non suivies (par exemple cycles de 24 heures, O_2), afin de mieux qualifier les relations existant entre pressions et impacts ainsi que les temps de réponse dans différents contextes biophysiques ; 4) développer de nouveaux modes d'acquisition de données, notamment issus des technologies récentes (haute fréquence, temps réel, images satellitaires) et des sciences participatives ; 5) mieux exploiter l'information fonctionnelle apportée par les prélèvements biologiques : certains taxons ou certaines propriétés écologiques peuvent potentiellement livrer plus d'informations qu'actuellement sur les dysfonctionnements trophiques.

Les rôles respectifs du climat et des activités humaines constituent une question de recherche que la modélisation peut contribuer à instruire, en complément de l'observation sur le long terme. Les recherches sur la spécificité des réponses écologiques à l'eutrophisation doivent être renforcées, avec comme ambition de bien discriminer la part liée à l'eutrophisation dans des contextes multipressions, des paysages de bassin et des trajectoires temporelles des régimes de nutriments divers. Des études sociologiques des problèmes publics et de gouvernances sont nécessaires, à différentes échelles spatiales. Des recherches sont à mener sur les limites d'efficacité, d'applicabilité et de recouvrement des approches réglementaires sectorielles, avec pour fil rouge une meilleure intégration du continuum terre-mer et de la vulnérabilité distincte des milieux.

Vers des approches de recherche systémiques

Les travaux de recherche très intégrateurs, à l'échelle territoriale, sont encore peu présents pour répondre aux enjeux de gestion différenciée des têtes de bassin-versant, du corridor fluvial, des espaces côtiers. La remédiation de l'eutrophisation doit donc aller vers des approches systémiques, intégrant les hydrosystèmes, les espaces urbains et agricoles, les modes de production, d'alimentation et de recyclage. La question des transitions agricoles est de manière générale étroitement liée à celle de l'eutrophisation. Les modèles mêlant simultanément les aspects biophysiques et économiques devraient être développés. L'évolution de l'eutrophisation doit également être mieux mise en regard avec les évolutions des socioécosystèmes, dépassant des focalisations sectorielles comme celle sur l'agriculture de ces dernières décennies, le partage de savoir pouvant recréer du lien entre des groupes sociaux et des secteurs d'activité s'inscrivant dans des mondes sociaux aujourd'hui disjoints. Des sites d'investigations interdisciplinaires, où s'étudieraient sur le long terme les dynamiques biophysiques et sociétales doivent donc être plus nombreux et plus divers (lacs, rivières, littoral), et ceux existants pérennisés.

Organisation et principes de l'ESCo

L'ESCo est une activité d'expertise institutionnelle, régie par la charte nationale de l'expertise à laquelle le CNRS, l'Ifremer, l'INRA et Irstea ont adhéré. La finalité d'une ESCo est de fournir aux pouvoirs publics un socle de connaissances scientifiques certifiées sur lequel s'appuyer dans un processus de décision politique. Une ESCo consiste à rassembler la littérature scientifique internationale disponible sur un sujet donné, et à en extraire les points de certitudes et d'incertitudes, les lacunes et les éventuelles questions faisant l'objet de controverses scientifiques. Cet état des connaissances n'a pas vocation à fournir des avis d'experts ou des solutions techniques clé en main aux questions qui se posent aux gestionnaires, mais à identifier les leviers d'action. L'analyse est conduite par un collectif pluridisciplinaire d'experts chercheurs d'origines institutionnelles diverses.

Dans le cadre de l'ESCo Eutrophisation, une quarantaine d'experts français et étrangers a été mobilisée. Leurs compétences relevaient de l'écologie, de l'hydrologie, de la biogéochimie, des sciences biotechniques, des sciences sociales, du droit, de l'économie et recouvraient les différents types d'écosystèmes aquatiques : cours d'eau, plans d'eau, estuaires, milieu marin côtier et hauturier, ainsi que le continuum entre ces systèmes. Le travail des experts s'est appuyé sur un corpus bibliographique d'environ quatre mille références, composées essentiellement d'articles scientifiques validés par des pairs, auxquels se sont ajoutés, pour certains sujets, des rapports scientifiques ou techniques et des textes juridiques. Cet exercice s'est conclu par la production d'un rapport qui rassemble les différentes contributions des experts, d'une synthèse, ainsi que d'un colloque de restitution, le 19 septembre 2017.

Pour en savoir plus, la synthèse, le rapport et la présentation du colloque de restitution sont disponibles : www.cnrs.fr/inee

Expertise réalisée à la demande des ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture, avec le soutien financier de l'AFB.

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE