

LES ÉCOSYSTÈMES D'**EAU DOUCE**

EUTROPHISATION ET
CYANOBACTÉRIES



FONDS FRANÇAIS POUR
L'ENVIRONNEMENT MONDIAL

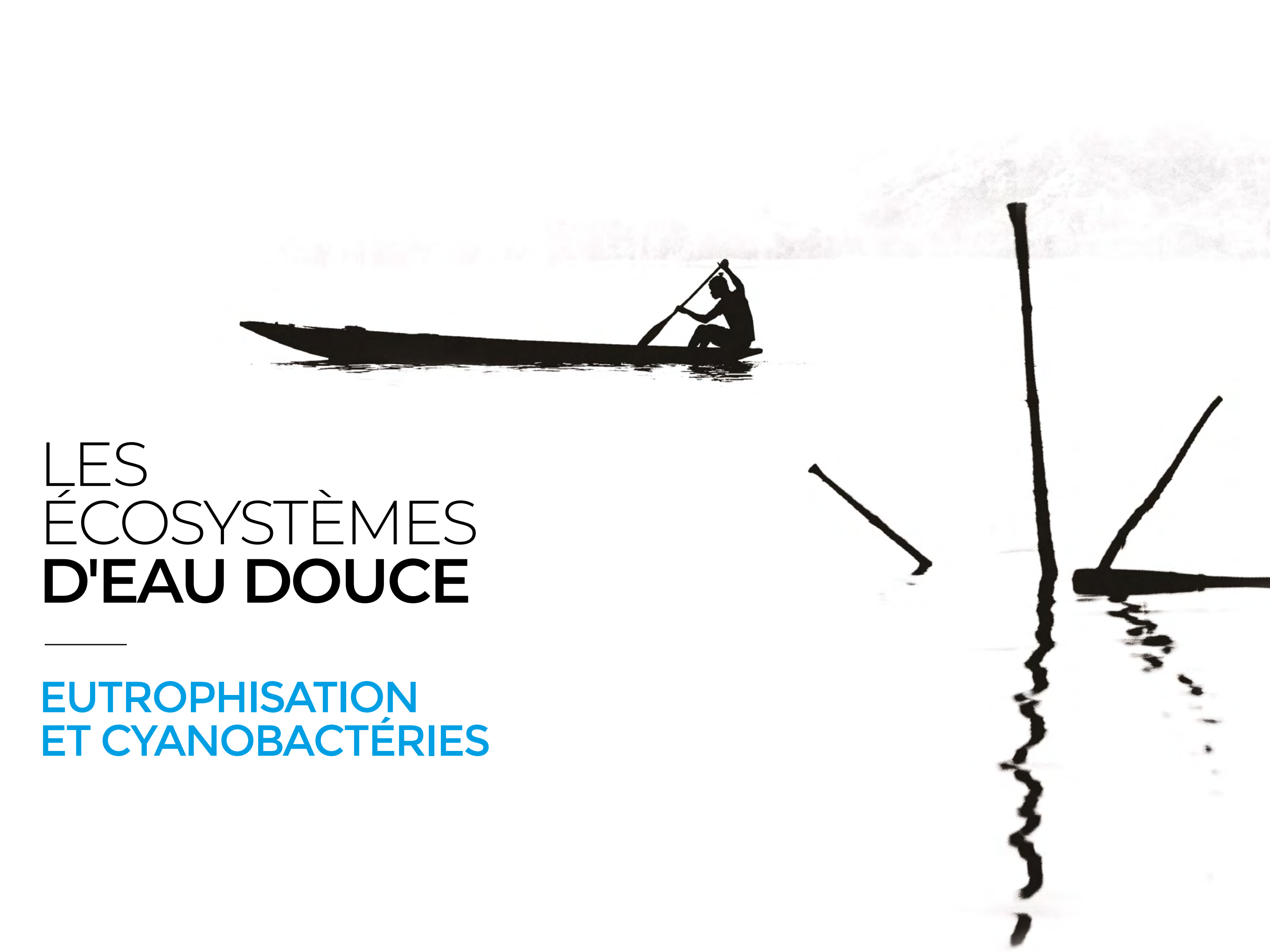


AFD
AGENCE FRANÇAISE
DE DÉVELOPPEMENT



**SORBONNE
UNIVERSITÉ**



A minimalist silhouette illustration of a person in a canoe on a body of water. The person is positioned in the middle ground, facing right, and is using a long paddle. In the foreground on the right, a tall, thin reed or pole stands vertically, with a horizontal branch extending from it. The background is a light, hazy area representing a distant shoreline with trees. The water is represented by simple horizontal lines and a reflection of the reed.

LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE

**EUTROPHISATION
ET CYANOBACTÉRIES**





PRÉAMBULE FFEM

Depuis sa création en 1994 suite du premier Sommet de la Terre, la gestion des écosystèmes aquatiques est un objectif primordial de l'action du FFEM. Elle a d'abord ciblé les eaux douces et les bassins transfrontières, en encourageant l'émergence de coopérations régionales pour leur bonne gestion. Le FFEM a ensuite intégré à son action les aquifères ainsi que les zones humides et soutenu les démarches de gestion partenariale et intégrée des bassins versants, particulièrement importante pour les ressources en eau, et le renforcement des capacités des gestionnaires et décideurs.

Comme cela vous sera présenté dans cet ouvrage, l'eutrophisation des eaux de surface sur le continent africain s'accélère, sous l'effet cumulé de la croissance démographique et des pollutions anthropiques associées, le dérèglement climatique risquant d'amplifier encore ce phénomène. En effet, les causes principales de ces phénomènes d'eutrophisation sont les apports excessifs de nutriments, principalement l'azote et le phosphore en provenance des surfaces agricoles, des eaux usées ou de l'érosion des sols.

Conséquence directe de l'eutrophisation des milieux, la prolifération des cyanobactéries constitue un réel danger pour les populations qui en consomment l'eau, tant elle est difficile à traiter.

Dans un contexte de tension croissante autour des ressources en eau, il nous a semblé nécessaire de soutenir un travail de recherche très opérationnel qui permette une meilleure compréhension des phénomènes mais également qui puisse guider les communautés, les opérateurs et les décideurs dans la surveillance des plans d'eau utilisés pour la production d'eau potable afin d'anticiper et de limiter les risques d'exposition des populations humaines, et qui incite à préserver ces écosystèmes et restaurer la qualité des eaux surface.

Cet ouvrage a été réalisé dans le cadre du projet WaSAf (Monitoring and management of surface water sources in Africa), soutenu par le FFEM en partenariat avec l'Agence française de développement et coordonné par l'Institut d'Ecologie et des Sciences de l'Environnement de Paris.

Janique Etienne
Fonds français pour l'environnement
mondial
(FFEM)

Frédéric Maurel
Agence Française de Développement
(AFD)





CONTRIBUTEURS DE L'OUVRAGE



RÉDACTEURS

J.F. Humbert & C. Quiblier

RELECTEURS

C. Bernard, M. Bouvy, V. Mitroi,
B. Montuelle & M. Troussellier

LABORATOIRES ET PERSONNELS MEMBRES DU CONSORTIUM WASAF AYANT CONTRIBUÉ AUX TRAVAUX :

- **Institut d'Écologie et des Sciences de l'Environnement de Paris (iEES Paris), Sorbonne Université, INRAE, CNRS, IRD, UPEC, Université Paris Cité (France) :** J.F. Humbert (Directeur de Recherche INRAE, coordinateur du programme), V. Mitroi (Chargée de Recherche CNRS), Pierre-Yves Bulot (Ingénieur d'étude), J. Pédrón (Maître de Conférences), K. Tambosco (Assistant-Ingénieur CNRS), C. Bertrand (Assistant-Ingénieur CNRS), C. Dalle (Assistant-Ingénieur CNRS)
- **Institut d'Ethno-sociologie (IES), Université Félix-Houphouët-Boigny d'Abidjan (Côte d'Ivoire) :** M. Koné (Professeur), I. Jonas (Professeur), O. Kam (Maître de Conférences), F. Tra (Maître de Conférences), C. Ahi (Doctorant)
- **Institut Pasteur de Côte d'Ivoire (Côte d'Ivoire) :** M. Dosso (Professeur), J.K. Coulibaly (Maître de Recherche), A. Ouattara (Coordination administrative), R.H. Djeha (Doctorante), E. K. Yao (Doctorante), M. Koné (Doctorant)
- **National Fisheries Resources Research Institute (NaFIRRI), Jinja (Ouganda) :** W. Okello (Directeur de Recherche), M. Olokotum (Doctorant), A. Namkibirwa (Assistante de Recherche), H. Ocaya (Technicien), J. Naluwairo (Technicienne), V. Kiggundu (Technicien), G. Magezi (Technicien)
- **UMR CARTEL, INRAE Thonon (France) :** B. Montuelle (Directeur de Recherche INRAE), A. Bouchez (Directrice de Recherche INRAE), G. Monnet (Ingénieure de Recherche INRAE)

- **UMR MARBEC, CNRS/Université de Montpellier/IRD/IFREMER (France) :** M. Troussellier (Directeur de Recherche CNRS), M. Bouvy (Directeur de Recherche IRD), P. Got (Ingénieur de Recherche CNRS)
- **UMR MCAM, MNHN/CNRS Paris (France) :** C. Bernard (Professeure MNHN), C. Quiblier (Maître de Conférences Univ. Paris-Cité), B. Marie (Chargé de Recherche CNRS), S. Duperron (Professeur MNHN), C. Duval (Technicienne de Recherche), S. Hamlaoui (Ingénieure d'Étude), A. Gallet (Doctorante)
- **Université Cheikh Anta Diop, Département de Sociologie, Dakar (Sénégal) :** S. L. Faye (Professeur), T. NDoye (Maître-Assistant), I. Dia (Assistant), Y. Tall (Doctorant)
- **Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa (Côte d'Ivoire) :** F. K. Konan (Maître de Conférences), M.A. Koffi (Doctorant)
- **Université Makerere, Kampala (Ouganda) :** R. Semyalo (Maître de Conférences), R. O. Namwanje (Coordination administrative)

SCIENTIFIQUES AYANT ÉGALEMENT COLLABORÉ À TITRE INDIVIDUEL AU PROJET WASAF :

- **J.F. Deroubaix** (Ingénieur de Recherche), LEESU-École Nationale des Ponts et Chaussées de Champs-sur-Marne (France)
- **J. Niamen-Ébrottié** (Maître de Conférences), Université Nangui-Abrogoua (Côte d'Ivoire)
- **R. Nalwanga** (Maître de Conférences), Université Makerere (Ouganda)
- **L. Seguis et J.L. Perrin** (Chargés de Recherche IRD), Université Nangui-Abrogoua (Côte d'Ivoire)

PERSONNES SENTINELLES IMPLIQUÉES DANS LE SUIVI PARTICIPATIF :

- **I. S. Kameleman** (Village de Débarcadère)
- **B. Lattho** (Village de Aghien-Télégraphe)
- **G. R. Adon Kouandja** (Village de Akandjé)

PHOTOGRAPHIES

J.F. Humbert

CONCEPTION GRAPHIQUE

M.L. Tomasi / piknetart.fr

Cet ouvrage est dédié à la mémoire de notre très estimé collègue et ami F. K. Konan, Maître de Conférence à l'Université de Daloa, qui nous a quitté en cours de programme.





NATEETE REHABLE TRADERS LTD.
Tel: 0751 896396 / 0703 795807

MOBILE MONEY
Send/Receive M...



REMERCIEMENTS

Le consortium WaSAf (Monitoring and management of surface water sources in Africa) tient tout d'abord à remercier le Fonds Français pour l'environnement mondial (FFEM; en particulier Mme J. Etienne) et l'Agence Française de Développement (AFD; en particulier MM. F. Maurel et T. Bouisse) pour la confiance qu'ils nous ont accordée, pour l'aide apportée lors de nos missions en Afrique et pour les financements qui ont permis de réaliser ce programme de recherche.

Tout le travail effectué pendant les cinq années n'aurait pu être possible sans la bienveillance et l'aide des populations vivant au bord des trois écosystèmes étudiés, qu'elles en soient chaleureusement remerciées.

Nous remercions également les institutions du secteur de l'eau, en particulier le Ministère des Eaux et Forêts (MINEF) et l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) en Côte d'Ivoire, l'Office des Lacs et des Cours d'Eau (OLAC) et la Société Nationale des Eaux du Sénégal (SONES) au

Sénégal, la Directorate of Water Resources Management (DWRM) et la National Water & Sewerage Corporation (NWSC) en Ouganda, qui ont toujours accepté de répondre à nos nombreuses sollicitations et qui nous ont apporté une aide précieuse, notamment en personnels, lors de nos travaux sur le terrain.

Nos remerciements s'adressent aussi à tous les personnels techniques ou ayant des fonctions de support de nos partenaires en Afrique (Institut Pasteur de Côte d'Ivoire, Nafirri, Université de Makerere) qui ont contribué à nos travaux sur le terrain et/ou aux analyses en laboratoire.

Enfin, nous n'oublions pas les personnels administratifs à iEES Paris (en particulier Mme J. Azzi) et à la délégation régionale du CNRS de Paris, qui ont assuré un travail très efficace pour la gestion de ce projet.



Sommaire

Introduction de l'ouvrage

Encadré : Présentation des sites étudiés

p. 25

p. 29

Chapitre 1.

L'EUTROPHISATION NATURELLE ET ANTHROPIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

1. Comment distinguer l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation anthropique ?
2. Conséquences de l'eutrophisation sur les communautés de producteurs primaires et plus globalement sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques
3. Quelles sont les principales sources de phosphore et d'azote dans les plans d'eau ?
4. Influence des changements climatiques sur l'eutrophisation des plans d'eau
5. Conclusions

p. 35

p. 36

p. 38

p. 40

p. 41

p. 42

Encadré : Expérimentations sur l'impact de l'enrichissement en nutriments des eaux de la lagune Aghien et du Lac Victoria)

Chapitre 2.

LES CYANOBACTÉRIES, UN INDICATEUR DE L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU

1. Qui sont les cyanobactéries et quelle est leur diversité ?
2. Comment définir une prolifération de cyanobactéries ?
3. Conditions environnementales favorables au développement des proliférations de cyanobactéries
4. Les molécules toxiques (cyanotoxines) produites par les cyanobactéries
5. Principales voies d'exposition des humains aux cyanotoxines
6. Conséquences des proliférations de cyanobactéries sur le fonctionnement et les usages des plans d'eau
7. Conclusions

p. 49

p. 50

p. 52

p. 54

p. 55

p. 56

p. 57

p. 58

Encadré : Comprendre l'origine de l'eutrophisation et des proliférations de cyanobactéries dans le Lac Victoria (Afrique de l'Est)

Chapitre 3.

SURVEILLANCE DES CYANOBACTÉRIES ET DE LEURS TOXINES

1. Principaux défis dans la surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines
2. Points clés dans la mise en œuvre de ces programmes de surveillance
3. Les nouveaux outils et approches pour la surveillance des cyanobactéries
4. Les nouveaux outils et approches pour la surveillance des cyanotoxines
5. Conclusions

p. 63

p. 65

p. 68

p. 71

p. 74

p. 75

Encadré : Mise en place d'une surveillance participative des cyanobactéries dans la lagune Aghien

Chapitre 4.

CYANOBACTÉRIES ET PRODUCTION D'EAU POTABLE

p. 81

1. Quelles localisation et technologie pour les prises d'eau des usines de traitement ?
2. La question de la pré-oxydation en entrée de filière de traitement
3. Impact des cyanobactéries sur la clarification des eaux dans les filières conventionnelles
4. Le traitement des cyanotoxines libres dans l'eau
5. Conclusions

p. 83

p. 84

p. 85

p. 86

p. 87

Encadré : Efficacité des filières de traitement de l'eau en Ouganda pour éliminer les cyanobactéries et leurs toxines

p. 88

Chapitre 5.

STRATÉGIES DE CONTRÔLE DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LES PLANS D'EAU

p. 93

1. Le contrôle durable des proliférations de cyanobactéries par la réduction de la charge en nutriments des plans d'eau
2. Que penser des solutions curatives utilisées pour éliminer les cyanobactéries ?
3. Conclusions

p. 95

p. 99

p. 101

Encadré : Information et sensibilisation des populations locales à la question de l'eutrophisation et des proliférations de cyanobactéries

p. 102

Chapitre 6.

GESTION DES RISQUES LIÉS AUX CYANOTOXINES POUR LES POPULATIONS HUMAINES

p. 107

1. Surveiller les proliférations de cyanobactéries pour limiter les expositions à leurs toxines
2. Gérer les risques associés aux cyanobactéries et à leurs toxines
3. Informer les populations locales sur les risques liés aux cyanobactéries
4. Conclusions

p. 109

p. 111

p. 114

p. 115

Encadré : Analyse des difficultés pour mettre en place des observatoires de l'environnement sur le Lac de Guiers et la lagune Aghien

p. 116

Conclusion Générale

p. 121

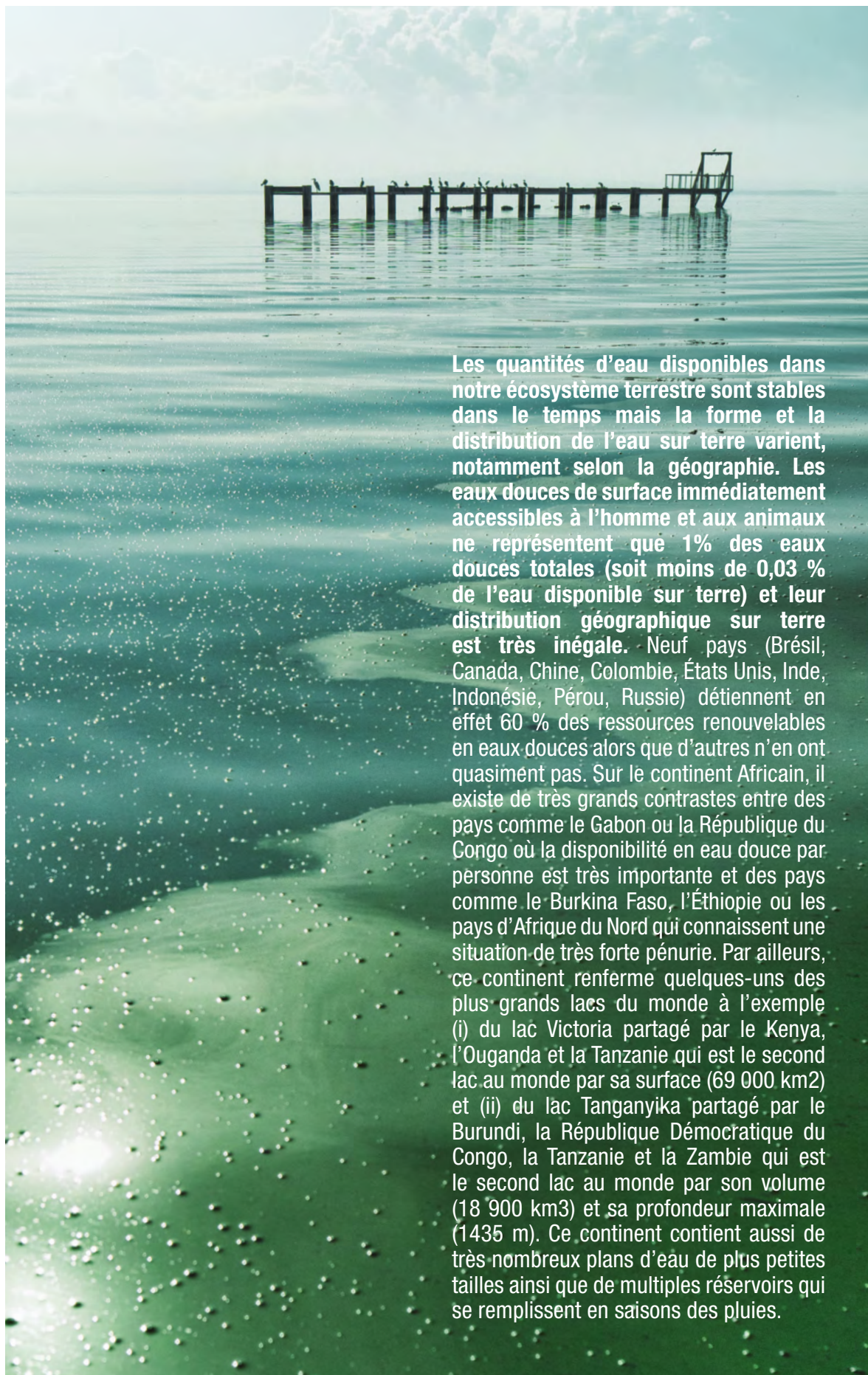
Bibliographie

p. 127



INTRODUCTION GÉNÉRALE DE L'OUVRAGE





Les quantités d'eau disponibles dans notre écosystème terrestre sont stables dans le temps mais la forme et la distribution de l'eau sur terre varient, notamment selon la géographie. Les eaux douces de surface immédiatement accessibles à l'homme et aux animaux ne représentent que 1% des eaux douces totales (soit moins de 0,03 % de l'eau disponible sur terre) et leur distribution géographique sur terre est très inégale. Neuf pays (Brésil, Canada, Chine, Colombie, États Unis, Inde, Indonésie, Pérou, Russie) détiennent en effet 60 % des ressources renouvelables en eaux douces alors que d'autres n'en ont quasiment pas. Sur le continent Africain, il existe de très grands contrastes entre des pays comme le Gabon ou la République du Congo où la disponibilité en eau douce par personne est très importante et des pays comme le Burkina Faso, l'Éthiopie ou les pays d'Afrique du Nord qui connaissent une situation de très forte pénurie. Par ailleurs, ce continent renferme quelques-uns des plus grands lacs du monde à l'exemple (i) du lac Victoria partagé par le Kenya, l'Ouganda et la Tanzanie qui est le second lac au monde par sa surface (69 000 km²) et (ii) du lac Tanganyika partagé par le Burundi, la République Démocratique du Congo, la Tanzanie et la Zambie qui est le second lac au monde par son volume (18 900 km³) et sa profondeur maximale (1435 m). Ce continent contient aussi de très nombreux plans d'eau de plus petites tailles ainsi que de multiples réservoirs qui se remplissent en saisons des pluies.

Les plans d'eau continentaux rendent de nombreux services écosystémiques aux populations qui vivent dans leur environnement plus ou moins proche. En Afrique, parmi les services rendus par les lacs, la fourniture d'eau pour les populations et l'agriculture conduit souvent les populations à se concentrer sur leurs rives, ce qui se traduit par une augmentation des pressions qui s'exercent sur ces écosystèmes. Ces pressions anthropiques concernent tout autant les prélèvements d'eau, qui peuvent conduire à des conflits entre usagers pour avoir accès à l'eau, notamment lorsque les ressources se raréfient, que la pollution engendrée par les activités humaines sur le pourtour immédiat des lacs ou dans leurs bassins versants. Trois types de pollutions anthropiques sont en général distingués. Le premier concerne la pollution domestique qui se rapporte à tous les déchets produits dans les lieux d'habitation de l'homme, en particulier les déjections (urine et matières fécales), les résidus de produits ménagers (lessives textiles par exemple) et, de plus en plus, les résidus de médicaments et autres micropolluants (issus par exemple des produits cosmétiques). Le second type concerne la pollution agricole, qui se rapporte aux résidus et excédents d'agents fertilisants non utilisés par les plantes, ainsi qu'aux résidus de pesticides et aux déjections animales. Enfin, le dernier type concerne la pollution industrielle, qui consiste principalement en des rejets de métaux lourds et d'une grande variété de polluants organiques issus des activités industrielles. La grande majorité de ces polluants se déverse dans les lacs via les rivières du bassin versant ou par le ruissellement direct des eaux. Cependant, pour certains polluants, une fraction plus ou moins importante de ces apports peut résulter également de dépôts aériens sous la forme de poussières sèches ou humides.

À ces pollutions qui s'exercent à une échelle locale/régionale (bassin versant et pourtours immédiats des lacs) s'ajoutent les pressions anthropiques s'exerçant à des échelles plus globales. C'est ainsi qu'il a été montré que

les changements climatiques, notamment le l'augmentation des températures et les modifications des régimes de précipitations, ont une forte influence (i) sur le fonctionnement des bassins versants des lacs, en particulier sur l'érosion et les régimes hydrologiques des rivières, avec des conséquences importantes sur le transfert des polluants, et (ii) sur les lacs eux-mêmes, par exemple en augmentant la température de l'eau avec des conséquences marquées sur leurs fonctionnements physico-chimique (par exemple sur la stratification thermique, le temps de résidence de l'eau¹ ou encore l'oxygénation de la colonne d'eau) et biologique (par exemple sur la biodiversité et la productivité des écosystèmes).

Dans ce contexte général, le présent ouvrage traite plus spécifiquement de la question de la pollution des plans d'eau par les nutriments minéraux (en particulier le phosphore et l'azote) et les matières organiques. Il se rapporte en particulier à la conséquence la plus visible de ce type de pollution, les proliférations de cyanobactéries qui sont des microorganismes photosynthétiques des communautés phytoplanctoniques. Dans les pays du Nord, l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, qui résulte des pollutions par les nutriments minéraux et les matières organiques, mobilise depuis plus de 50 ans, les pouvoirs publics et un grand nombre d'acteurs concernés par cette question, en raison de ses multiples conséquences sur le fonctionnement des lacs et sur les usages qui en sont faits. Dans les Pays du Sud et en Afrique notamment, la dégradation de la qualité de l'eau par ce type de polluants et les proliférations de cyanobactéries associées n'ont pas encore été considérées à leur juste mesure, sans doute en raison des nombreux autres problèmes sanitaires, environnementaux et économiques qui se posent sur ce continent.

Face à ce constat sur les pays du Sud, l'Agence Française de Développement (AFD) et le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) ont financé un programme international de

1 - Le temps de résidence de l'eau dans un réservoir correspond à la durée moyenne passée par une molécule d'eau entre son entrée et sa sortie d'un lac. Autrement dit, cela correspond au temps nécessaire au renouvellement de l'entièreté de la masse d'eau d'un plan d'eau.



recherche nommé WaSAf (Monitoring and management of water surface ecosystems in Africa) dans trois pays africains (Côte d'Ivoire, Ouganda et Sénégal). Ce programme avait comme objectifs d'établir un diagnostic de l'état écologique de trois écosystèmes d'eau douce de surface utilisés pour la production d'eau potable et d'évaluer leur vulnérabilité aux proliférations de cyanobactéries. Il visait également à accompagner les institutions locales des trois pays concernés, dans la mise en place d'une surveillance pérenne de ces plans d'eau. Enfin, il devait contribuer à la recherche de solutions, à différents termes, pour mieux gérer les proliférations de cyanobactéries et pour protéger et/ou restaurer ces écosystèmes. En se basant sur les résultats obtenus lors de ce programme mais aussi sur ceux disponibles dans la littérature, le présent ouvrage présente une synthèse des connaissances sur les causes et les conséquences de l'eutrophisation et des proliférations de cyanobactéries associées, en précisant lorsque cela était possible, les spécificités sur ces questions des pays du Sud et notamment de l'Afrique.

Cet ouvrage est structuré en six chapitres. Le premier d'entre eux traite de la question de l'eutrophisation des plans d'eau et il nous amène ensuite à nous intéresser plus

spécifiquement aux cyanobactéries dont les proliférations sont une conséquence directe de ce phénomène. Dans ce second chapitre, nous décrivons les toxines que ces microorganismes sont susceptibles de produire ainsi que les voies d'exposition des populations humaines à ces substances. Le troisième chapitre permet de présenter les points de vigilance et les méthodologies recommandées pour surveiller les cyanobactéries et leurs toxines. Sachant qu'elles ont toutes deux un impact important sur la production d'eau potable, nous présentons ensuite dans le chapitre 4, des recommandations et des règles de bonnes pratiques pour le traitement des eaux issues de ressources de surface connaissant des proliférations récurrentes de cyanobactéries. Les stratégies qui peuvent être mises en place pour tenter de contrôler, à différents termes, ces proliférations de cyanobactéries sont présentées dans le cinquième chapitre avant de terminer, dans le chapitre 6, par des recommandations pour limiter les dangers pour les populations humaines et animales d'être exposées aux cyanotoxines. Chacun de ces chapitres sera illustré par des exemples issus des travaux menés dans le cadre du programme de recherche WaSAf et par des photographies prises au cours de nos missions sur le terrain.

PRÉSENTATION
DES TROIS PLANS D'EAU ÉTUDIÉS
LORS DU PROGRAMME WASAF

Le programme WaSAf a porté sur trois plans d'eau, la lagune Aghien située au Nord-Est de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire), la partie Ougandaise du Lac Victoria en Afrique de l'Est et le Lac de Guiers localisé au Nord-Ouest du Sénégal, dont les caractéristiques générales sont présentées dans le tableau suivant :

	Lagune Aghien (Côte d'Ivoire)	Lac Victoria (Ouganda, Kenya, Tanzanie)	Lac de Guiers (Sénégal)
			
Caractéristiques	Surface = 19,5 km ² Profondeur max = 10 m	Pour le lac : Surface = 68 000 km ² Profondeur max = 80 m Pour les sites étudiés : Baie de Murchison Surface = 256 km ² Profondeur max = 18 m Golfe Napoléon Surface = 125 km ² Profondeur max = 18 m	Surface = 300 km ² Profondeur max = 1,3 m
Statut trophique	Eutrophe	Eutrophe (lac) à hypereutrophe (dans certaines baies)	Mesotrophe / Eutrophe
Principaux usages	Eau potable (prochainement), usages domestiques, pêche	Eau potable, production hydro-électrique, usages domestiques, pêche, irrigation, navigation commerciale	Eau potable, usages domestiques, pêche, abreuvement de troupeaux, irrigation



TOILETTE
DANS L'EAU



Chapitre 1

L'EUTROPHISATION NATURELLE ET ANTHROPIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

Introduction

Le fonctionnement biologique des lacs repose en premier lieu sur la production primaire, basée le processus de photosynthèse, qui permet la transformation du carbone inorganique (CO2) en carbone organique, la principale source d'énergie de nombreux organismes. La production primaire est réalisée par une grande diversité de macro- et micro-organismes photosynthétiques, principalement des plantes aquatiques, des algues, des microalgues et des cyanobactéries. Dans des conditions de lumière permettant de fournir l'énergie lumineuse nécessaire à la photosynthèse, la biomasse produite va dépendre essentiellement de la quantité de nutriments disponibles, et en particulier de celles des éléments les plus limitants².

Dans les milieux d'eau douce, il a été montré que le premier élément limitant pour la croissance des macro- et microorganismes photosynthétiques est le phosphore alors que le second est l'azote. Ainsi, l'état trophique des écosystèmes aquatiques lenticues³ est généralement défini par les concentrations en phosphore total présentes dans l'écosystème ainsi que par la biomasse des microorganismes

photosynthétiques, cette biomasse étant exprimée en quantité de chlorophylle-a, le principal pigment de la photosynthèse (voir tableau 1).

Les valeurs figurant dans ce tableau ont été déterminées pour les écosystèmes aquatiques des zones tempérées à froides. Bien qu'il y ait beaucoup moins d'études disponibles dans la zone intertropicale, des différences ont été observées entre les écosystèmes des zones inter-tropicales et ceux des zones tempérées à froides. Ainsi, la limite de la concentration en phosphore total définissant le passage entre un état mésotrophe et un état eutrophe se situe entre 60 et 70 µg/L en zones chaudes alors qu'elle est autour de 30 µg/L dans les zones tempérées à froides.

	Concentrations en phosphore Total (µg/l)	Concentrations en chlorophylle-a (µg/l)
Oligotrophe	0-10	0-3
Mésotrophe	10-30	3-10
Eutrophe	30-100	10-30
Hypereutrophe	>100	>30

Tableau 1. Valeurs des concentrations en phosphore total et en chlorophylle-a définissant les différents états trophiques des plans d'eau

2- Les éléments limitants sont ceux dont la disponibilité est insuffisante en regard des besoins des organismes pour leur croissance
3- Les écosystèmes lenticues sont ceux où la circulation d'eau est lente ou nulle, à l'exemple des lacs, étangs et réservoirs. Ils se distinguent des écosystèmes lotiques tels que les rivières.

1.1. COMMENT DISTINGUER L'EUTROPHISATION NATURELLE DE L'EUTROPHISATION ANTHROPIQUE ?

Au cours de la vie d'un lac, celui-ci évolue généralement de façon naturelle d'un état oligotrophe à un état eutrophe.

Au cours de cette évolution, il se comble progressivement jusqu'à disparaître à la fin de sa vie ; ce processus s'appelle l'**eutrophisation naturelle**. Il s'explique par les apports continus en éléments nutritifs que le lac reçoit de son bassin versant qui enrichissent progressivement ses eaux et provoquent une augmentation de la production primaire. La biomasse croissante ainsi produite par le lac et celle issue de son bassin versant conjuguées aux apports sédimentaires seront à l'origine de son comblement. Ce processus s'étale sur de très longues périodes de temps (milliers d'années) dont la durée dépend de nombreux facteurs (volume initial du lac, caractéristiques de son bassin versant...).

Avec l'accroissement des populations humaines et de leurs activités, il a été observé depuis le milieu du 20ème siècle, une eutrophisation accélérée des plans d'eau qui a été nommée **eutrophisation anthropique**. En se référant à la définition donnée lors d'un travail d'expertise collective sur l'eutrophisation mené en France en 2016-2017, l'eutrophisation anthropique est définie comme un syndrome associé à la surproduction de matières organiques induit par des apports anthropiques en phosphore et en azote. Au lieu d'être observée sur de très longues échelles de temps, l'eutrophisation anthropique d'un plan d'eau peut survenir en moins de dix ans, comme cela a pu être observé sur de petits réservoirs. Dans les pays de l'hémisphère Nord, plusieurs études ont été menées sur des carottes de sédiments prélevées au fond de lacs pour essayer de dater le début de leur eutrophisation. Les sédiments constituent en effet la mémoire des plans d'eau car ils accumulent chaque année des éléments minéraux et organiques qui témoignent de l'évolution de leur état. C'est ainsi par exemple qu'il a été démontré que l'eutrophisation d'une centaine de lacs en Europe et en Amérique du

Nord avait commencé dès le début du 19ème siècle mais qu'elle s'est fortement accélérée après la seconde guerre mondiale. Par ailleurs, il est apparu que l'eutrophisation était plus marquée dans les lacs de basse altitude, où les pressions anthropiques sont plus fortes, que dans ceux situés en zone de montagne. Enfin, il a été montré dans cette étude, que la présence croissante de cyanobactéries qui sont un bon marqueur de l'eutrophisation, s'explique principalement par les quantités de nutriments disponibles (phosphore et azote) et, dans une moindre mesure, par la température.

En Afrique, très peu d'études paléo-limnologiques comme celle citée ci-dessus ont été réalisées mais un travail reposant sur l'analyse de carottes sédimentaires du Lac Victoria (Afrique de l'Est) a cependant montré que la production phytoplanctonique avait augmenté dans cet écosystème à partir des années 1930, en parallèle à l'augmentation du nombre d'habitants et au développement des activités agricoles dans son bassin versant. A la fin des années 1980, l'apparition de proliférations de cyanobactéries était indicatrice d'une poursuite de la dégradation de la qualité de l'eau dans le lac. Ces proliférations de cyanobactéries sont désormais observées dans un grand nombre de baies et de golfes situés sur le pourtour du lac mais elles peuvent aussi parfois toucher le lac principal.

Les concentrations en phosphore, et dans une moindre mesure en azote, ont tendance à diminuer dans les cours d'eau et les lacs des pays du Nord en raison des mesures mises en place pour limiter la pollution des écosystèmes aquatiques par ces nutriments. Il semble que la tendance soit inversée dans les pays du Sud, en raison (i) de leur forte croissance démographique et de ses conséquences en termes de rejets polluants et d'occupation des sols et (ii) du fait que la collecte et le traitement des eaux usées dans ces pays sont souvent très limités ce qui peut induire des apports en phosphore et azote très importants dans les milieux aquatiques.

1.2. CONSÉQUENCES DE L'EUTROPHISATION SUR LES COMMUNAUTÉS DE PRODUCTEURS PRIMAIRES ET PLUS GLOBALEMENT SUR LE FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

La disponibilité en nutriments, notamment en phosphore, a un impact important sur le type d'organismes et de microorganismes assurant la production primaire dans les écosystèmes aquatiques continentaux.

Ainsi, comme le montre la Figure 1, il a été observé que, dans les plans d'eau peu profonds, l'augmentation des concentrations en phosphore qui s'accompagne très souvent d'une augmentation des concentrations en azote, fait en général basculer le fonctionnement biologique des lacs : celui-ci passe de communautés de producteurs primaires largement dominées par les plantes aquatiques et/ou les macroalgues fixées, à des communautés dominées par des microorganismes phytoplanctoniques (microalgues et cyanobactéries) et/ou des plantes flottantes. Ce changement de dominance s'explique en grande partie par le fait que l'augmentation des concentrations en nutriments se traduit par une augmentation de la biomasse des producteurs primaires, ce qui conduit à une diminution de la transparence de l'eau et donc de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Cette diminution de la transparence va progressivement favoriser les organismes capables d'occuper la surface des plans d'eau, où la lumière est disponible, au détriment de ceux qui ont un accès plus restreint à cette lumière.

Dans les grands lacs profonds, les principaux producteurs primaires sont toujours les microorganismes phytoplanctoniques même si on peut trouver sur leurs rives des plantes aquatiques et des macroalgues fixées. Au sein du phytoplancton, l'augmentation des concentrations en phosphore et en azote favorise les espèces ayant une bonne capacité de flottaison, à l'exemple des cyanobactéries, au détriment de celles qui ont tendance à sédimenter plus rapidement, à l'exemple des diatomées. Enfin l'eutrophisation peut favoriser l'installation d'espèces invasives ayant une forte affinité pour le phosphore à l'exemple de la jacinthe d'eau, plante flottante qui peut entièrement couvrir la surface de plans d'eau eutrophes.

Les changements qui interviennent dans les communautés de producteurs primaires des écosystèmes lenticques, en raison de leur eutrophisation, ont des conséquences multiples sur leur fonctionnement. C'est ainsi que les écosystèmes eutrophes connaissent de grandes variations spatiales et temporelles dans leurs concentrations en oxygène. En surface des plans d'eau, des sursaturations de l'eau en oxygène dissous sont observées en journée, en raison des biomasses importantes de microorganismes phytoplanctoniques dans la partie supérieure de la colonne d'eau et de leur activité photosynthétique. Dans le même temps,

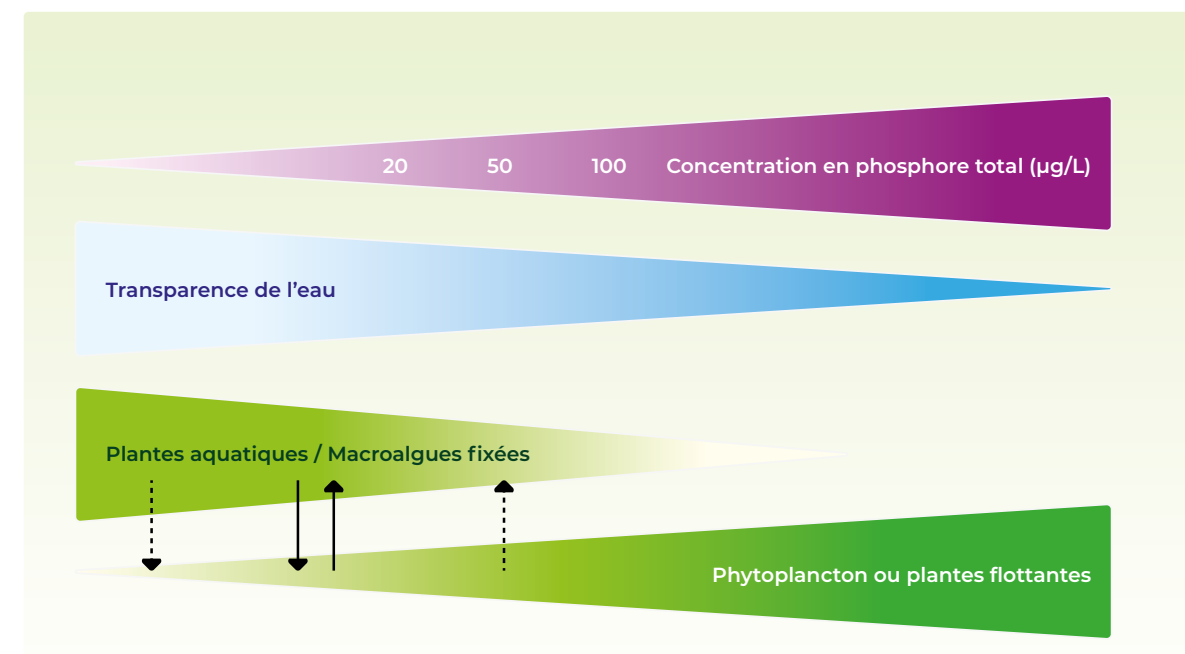


Figure 1. Conséquences de l'augmentation des concentrations en phosphore dans les écosystèmes aquatiques continentaux sur la transparence de l'eau et sur la structure des communautés de producteurs primaires. Les flèches sur la figure indiquent les changements d'état écologique possibles

pour les lacs connaissant une stratification thermique⁴ de leur colonne d'eau, un déficit en oxygène s'observe dans l'hypolimnion (la couche profonde froide). Ce déficit en oxygène peut conduire à une anoxie complète près du fond du lac, en raison de l'absence d'activité photosynthétique (lumière insuffisante) et de la respiration des bactéries qui se développent en masse pour dégrader la matière organique constituée par le phytoplancton qui sédimente depuis l'épilimnion (la couche de surface chaude). Pendant la période nocturne, le déficit en oxygène peut s'étendre à toute la colonne d'eau en raison de l'arrêt de l'activité photosynthétique et de la respiration de tous les microorganismes présents, y compris des producteurs primaires. Dans les cas extrêmes, ces déficits en oxygène peuvent conduire à des mortalités massives de poissons.

La production de biomasse en quantité importante va également avoir une influence sur l'ensemble des acteurs des réseaux trophiques aquatiques, des consommateurs primaires (zooplancton et poissons herbivores) jusqu'aux poissons carnivores. Il a par exemple été montré que la réduction de la pénétration de la lumière dans l'eau en raison de l'eutrophisation du Lac Victoria avait eu des conséquences très importantes, par différents mécanismes, sur les communautés de poissons de ce lac en défavorisant les espèces natives, en particulier les cichlides, au détriment d'une espèce invasive, la perche du Nil (*Lates niloticus*). Plus généralement, il a été montré que l'eutrophisation provoquait des changements importants dans les transferts d'énergie et dans la structure des communautés biotiques.

4- Stratification thermique : Sous l'effet de la température et de ses effets sur la densité de l'eau, la colonne d'eau des lacs ayant une profondeur dépassant quelques mètres, connaît une stratification qui aboutit à la différenciation de plusieurs couches d'eau. On distingue ainsi l'épilimnion en surface qui a une température élevée de l'hypolimnion, en profondeur, qui a une température plus froide. Entre ces deux couches, le métalimnion présente un fort gradient de températures entre de celle de la couche chaude et celle de la couche froide.

1.3. QUELLES SONT LES PRINCIPALES SOURCES DE PHOSPHORE ET D'AZOTE DANS LES PLANS D'EAU ?

L'eutrophisation des plans d'eau résulte d'apports excessifs en nutriments, en particulier de phosphore et d'azote. Il est donc important de connaître quelles sont les principales sources de ces nutriments si l'on veut prendre des mesures pour protéger ou restaurer les lacs.

Les nutriments arrivent dans les plans d'eau soit sous une forme minérale directement assimilable par les producteurs primaires, soit sous une forme organique qui ne deviendra bio-disponible pour les producteurs primaires qu'après minéralisation de la matière organique par des bactéries. Ils sont issus de sources bien identifiées telles que l'agriculture, en particulier les déjections animales et les fertilisants chimiques, les rejets domestiques, en particulier les déjections humaines et les lessives, et l'industrie, en particulier les rejets des industries alimentaires. Pendant longtemps, dans les pays de l'hémisphère nord, les rejets domestiques ont constitué la source principale des apports en phosphore dans les lacs alors que l'agriculture était celle des apports en azote. Depuis l'amélioration du traitement des eaux usées et notamment de leur déphosphatation, et depuis l'interdiction des phosphates dans les lessives, l'agriculture contribue désormais majoritairement aux apports en phosphore et azote dans ces mêmes pays (pollution dite diffuse). Il existe beaucoup moins de données sur l'origine des nutriments présents dans les plans d'eau de la zone inter-tropicale mais il est

probable que les mêmes mécanismes soient impliqués. Des différences sont cependant observées avec les pays de l'hémisphère nord à l'exemple de la moindre utilisation des engrais azotés sur le continent africain, ce qui réduit la part de l'agriculture dans les apports en azote, et de l'importance des apports d'origine domestique et industrielle en l'absence de collecte et/ou de traitement des eaux usées dans de nombreuses agglomérations.

Les sources de pollution des cours d'eau et des plans d'eau peuvent être soit ponctuelles, tels les rejets d'une station de traitement des eaux usées, soit diffuses, à l'exemple des pollutions agricoles. Pour les plans d'eau, la contamination par les nutriments (phosphore et/ou azote) peut se faire via les apports des rivières qui alimentent ces plans d'eau, via les eaux issues du ruissellement et du lessivage des sols, via les dépôts aériens sous la forme de poussières sèches ou humides, et/ou pour l'azote seulement, via la fixation de l'azote atmosphérique, un processus propre à certaines espèces de microorganismes⁵ (voir la Figure 2). La contribution relative de ces différentes voies d'enrichissement des plans d'eau par le phosphore et l'azote peut être très variable d'un écosystème à un autre. Ainsi dans les lacs de grandes tailles comme le Lac Victoria, il a été montré que les dépôts aériens semblent apporter la majorité du phosphore présent dans ses eaux. Dans ce même écosystème, il a été

également mis en évidence que la fixation de l'azote atmosphérique par les cyanobactéries contribuait majoritairement aux apports en azote. Cependant, dans une grande majorité des plans d'eau, les apports des rivières constituent la source majeure des entrées de phosphore et d'azote. Ces apports par les rivières surviennent en général au moment des crues. Ainsi en France, dans le Lac du Bourget, il a été observé que l'essentiel des apports en phosphore et en azote arrive dans le lac au moment des dix crues annuelles les plus importantes. De la même manière, dans la Lagune Aghien en Côte d'Ivoire, deux études récentes ont montré que des apports très importants en phosphore et en azote survenaient lors des deux saisons des pluies par les tributaires de cette lagune. Ces apports pendant les périodes de crues résultent du lessivage des sols agricoles et urbains qui vont enrichir les eaux des rivières en nutriments minéraux et organiques et, pour les pays ayant des usines de traitement des eaux usées, par le by-pass de ces usines en période de fortes pluies.

Par ailleurs, les plans d'eau contiennent une épaisseur variable de sédiments qui peuvent également être une source interne de phosphore pour le phytoplancton et donc pour les cyanobactéries présentes dans la colonne d'eau. Ce phosphore des sédiments est issu du recyclage de la matière organique sédimentaire par les bactéries qui les colonisent et le phénomène de relargage de ce phosphore dans la colonne d'eau survient pendant les périodes d'anoxie (Figure 2).

Le phosphore piégé dans les sédiments constitue donc un stock dont il faut tenir compte dans le bilan des sources potentielles de nutriments associés aux proliférations de cyanobactéries.

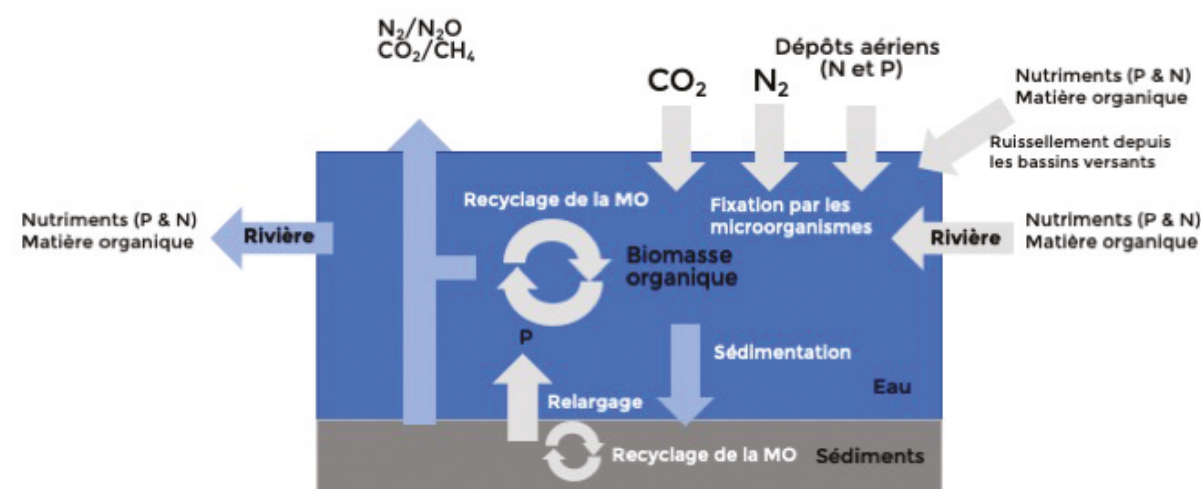


Figure 2. Principales voies d'entrée et de sortie de trois éléments clés (C, N et P) dans les écosystèmes lenticques. MO = Matière organique

5- En complément, le cycle de l'azote a comme caractéristique d'être ouvert, c'est-à-dire que certaines formes issues de transformations bactériennes sont gazeuses et peuvent ainsi s'échapper du milieu lacustre. A l'inverse le cycle du phosphore est dit fermé, sans forme gazeuse, conduisant à l'accumulation de cet élément dans le milieu lacustre.

1.4. INFLUENCE DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU

Les changements climatiques, qui concernent principalement le réchauffement des eaux et les changements dans les régimes de précipitations, contribuent à amplifier l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et à stimuler leur production primaire par différents processus comme le montre la Figure 3.

Les processus décrits dans cette figure ont été surtout documentés pour les plans d'eau localisés dans les zones tempérées et froides mais il est probable qu'ils soient également applicables, en grande partie, à ceux des zones intertropicales. D'autres processus favorisant les proliférations de cyanobactéries ont été également décrits en lien avec les changements climatiques. Ainsi, la diminution des vents sur le Lac Taihu en Chine se traduit par un moindre mélange de la colonne d'eau favorisant une désoxygénation des sédiments permettant la libération de phosphore alors utilisé par les cyanobactéries pour leur croissance.

Enfin, si les changements climatiques peuvent amplifier l'eutrophisation des plans d'eau, il a été également montré que les écosystèmes aquatiques eutrophisés contribuent eux-mêmes au réchauffement climatique. Cette contribution repose sur l'émission par ces lacs de gaz à effet de serre tels que (i) le dioxyde de carbone (CO_2) en raison d'une activité respiratoire plus importante dans les lacs eutrophes et (ii) le méthane (CH_4) et les oxydes d'azote (NO_x) qui sont produits dans les couches d'eau profondes et les sédiments en conditions anoxiques.

L'ampleur de tous les processus décrits ci-dessus peut fortement varier d'un lac à l'autre en fonction de leurs caractéristiques morphologiques, hydrologiques et biologiques et des pressions qui s'exercent sur eux.

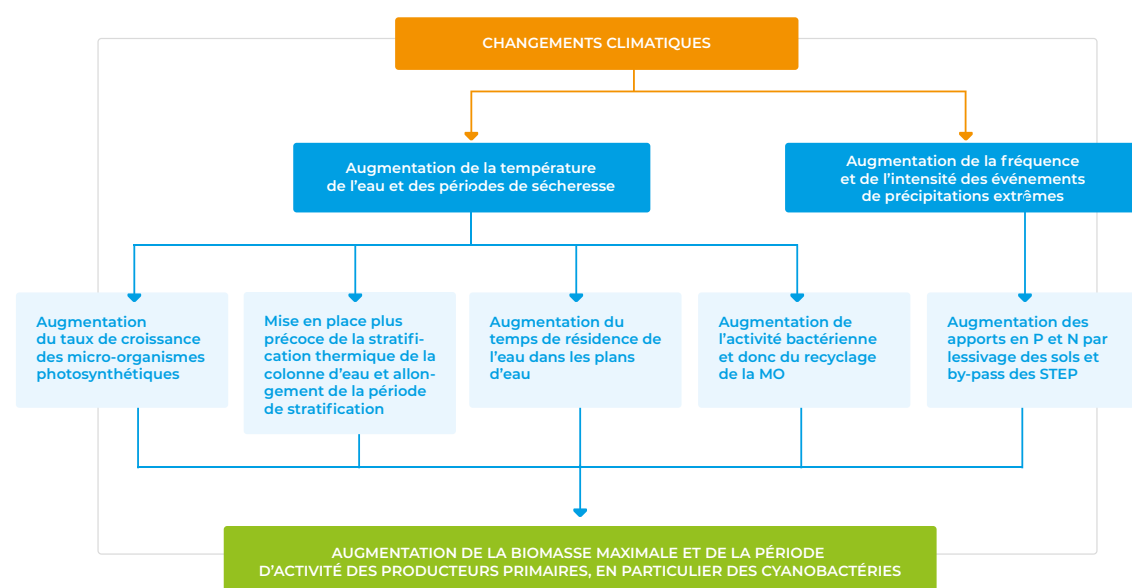


Figure 3. Impacts des changements climatiques sur la production primaire des lacs. MO= matière organique ; P= phosphore ; N= azote ; STEP = station d'épuration des eaux usées.

1.5. CONCLUSIONS



L'eutrophisation est un processus qui a connu son paroxysme dans les pays de l'hémisphère nord au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle alors que dans les pays de la zone intertropicale où les pressions démographiques s'exerçant sur les écosystèmes aquatiques sont croissantes, le pic n'est sans doute pas encore atteint. Il est donc hautement probable que dans un futur proche, l'eutrophisation des lacs et des rivières ne cesse de s'aggraver dans cette partie de notre planète, d'autant que les changements climatiques ont tendance à amplifier ce phénomène. Les cyanobactéries qui prolifèrent dans les très nombreux écosystèmes eutrophes peuvent être considérées comme un véritable

« colorant » de leur enrichissement en phosphore et en azote. Elles suscitent une grande vigilance de la part des autorités sanitaires car elles constituent un danger pour les populations humaines en raison de leur capacité à produire des toxines. Les chapitres suivants permettront de présenter ces microorganismes et les stratégies qui peuvent être mises en place pour les surveiller et pour gérer les dangers associés à leurs proliférations.

EXPÉRIMENTATIONS SUR L'IMPACT DE L'ENRICHISSEMENT EN NUTRIMENTS DES EAUX DE LA LAGUNE AGHIEN ET DU LAC VICTORIA

Dans le cadre du programme WaSAf, des expérimentations ont été menées dans la lagune Aghien (Côte d'Ivoire) ainsi que dans le lac Victoria (Baie de Murchison et Golfe Napoléon, Ouganda) pour étudier la réponse de ces écosystèmes dans un scénario où les concentrations en nutriments continueraient de croître et donc où l'eutrophisation de ces milieux s'aggraverait. Pour cela, nous avons développé dans le cadre du programme, un système de mésocosmes in situ à bas coût facile à mettre en place sur le terrain (Figure 4). Il est basé sur l'utilisation de chambres à air de voitures ou de motos, de cerceaux de hula hoop et de sacs en plastiques de grande capacité (250 litres).

Ces mésocosmes nous permettaient de tester directement sur l'eau du lac, les effets de l'ajout de nutriments (phosphore, azote, phosphore et azote combinés) ainsi que celui de l'introduction de poissons, sur la biomasse et la composition de la communauté phytoplanctonique et sur la production de toxines par les cyanobactéries. Ces suivis étaient réalisés pendant sept jours.

Sur la lagune Aghien, ces travaux ont permis de montrer (voir Figure 5) que l'ajout conjoint d'azote et de phosphore dans les mésocosmes provoque une augmentation de la biomasse phytoplanctonique ce qui traduit une co-limitation par le phosphore et l'azote de la production primaire de la lagune. Ainsi, il est probable qu'une augmentation des concentrations de ces nutriments dans la lagune conduira dans le futur, à une augmentation des biomasses phytoplanctoniques et notamment de cyanobactéries dans cette lagune.

Par ailleurs, il est apparu que l'augmentation des seules concentrations en phosphore conduit à une augmentation tardive de la biomasse phytoplanctonique et à une forte dominance des cyanobactéries fixatrices d'azote. Enfin, l'ajout d'azote seul ne se traduit pas par des changements dans la biomasse du phytoplancton mais notre expérimentation révèle que cet ajout d'azote, seul ou en combinaison avec du phosphore, conduit à une augmentation de la production par les cyanobactéries, de microcystines, une famille de cyanotoxines. Sur le Lac Victoria, le même type de résultats est obtenu dans les expérimentations

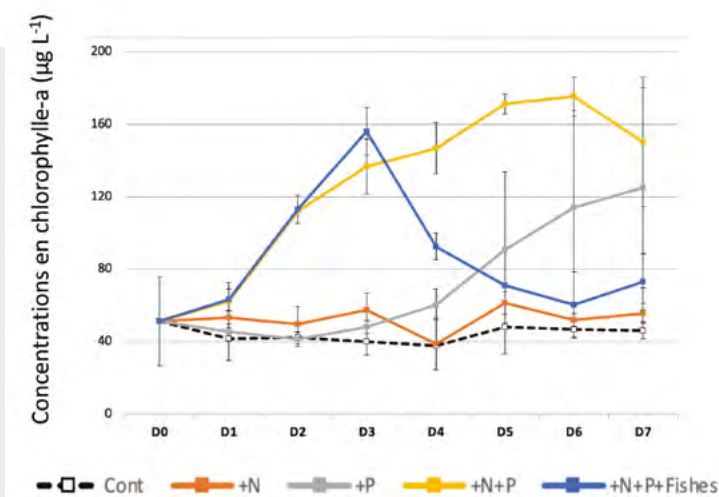


Figure 5. Variations des concentrations en chlorophylle-a indicatrices de la biomasse phytoplanctonique, dans les différentes conditions testées au cours de l'expérimentation.

menées sur le Golfe Napoléon où l'ajout conjoint de phosphore et d'azote se traduit, comme dans la lagune Aghien, par une forte augmentation de la biomasse phytoplanctonique, et notamment des cyanobactéries. En revanche, pour la Baie de Murchison qui est beaucoup plus riche en nutriments que le Golfe Napoléon et donc où la biomasse phytoplanctonique est beaucoup plus élevée, l'ajout de phosphore et d'azote, seuls ou en combinaison, ne provoque pas d'augmentation de la biomasse du phytoplancton dans les mésocosmes. Ceci suggère que d'autres facteurs (lumière et/ou concentrations en fer par exemple) sont limitants pour la production primaire. Si les biomasses du phytoplancton n'augmentent pas avec l'ajout de nutriments, en revanche, les apports en phosphore et azote semblent favoriser une dominance des cyanobactéries au sein des communautés phytoplanctoniques.

Ces expérimentations en mésocosmes sont à notre connaissance les premières réalisées en Afrique subsaharienne pour évaluer quelles pourraient être, dans un contexte de pollution croissante par les nutriments, les évolutions potentielles d'écosystèmes aquatiques de surface utilisés pour la production d'eau potable. Le système développé est simple à mettre en place et très peu coûteux et il s'est révélé parfaitement adapté aux conditions locales d'utilisation. Il a permis de révéler que dans les différents écosystèmes testés, l'augmentation conjointe des apports en phosphore et azote favorise le développement des cyanobactéries et la production de microcystines, avec des conséquences potentielles sur la santé des populations utilisant ces écosystèmes pour de multiples activités.

Pour en savoir plus :

Ahoutou M., Yao E.K., Djeha R.Y., Kone M., Tambosco K., Duval C., Hamlaoui S., Bernard C., Bouvy M., Marie B., Montuelle B., Troussellier M., Konan F.K., Coulibaly J.K., Dosso M., Humbert J.F., Quiblier C. (2022). Impacts of nutrient loading and fish grazing on the phytoplankton community and cyanotoxin production in a shallow tropical lake (Ivory Coast): Results from mesocosm experiments. "MicrobiologyOpen 11, e1278". Une autre publication est en préparation sur la Baie de Murchison et le Golfe Napoléon.



Figure 4. Préparation des mésocosmes et implantation dans la Baie de Murchison.







Chapitre 2

LES CYANOBACTÉRIES, UN INDICATEUR DE L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU

Introduction

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques lenticques conduit à une augmentation de la production primaire et donc de la biomasse produite dans ces écosystèmes. Dans des conditions eutrophes, les communautés des producteurs primaires sont souvent dominées par les cyanobactéries et par les végétaux flottants à l'exemple des jacinthes d'eau souvent observée dans les plans d'eau en Afrique. La dominance des cyanobactéries se manifeste surtout lors des phases de proliférations (appelées blooms en anglais) de ces microorganismes. Dans ces conditions, les écosystèmes aquatiques

prennent alors une couleur verte très prononcée et des accumulations de cellules en surface et/ou sur les bords des plans d'eau peuvent être observées comme le montrent les photos ci-dessous (Figure 6).

Dans ce chapitre, nous présenterons un état des connaissances sur les cyanobactéries, sur les mécanismes qui conduisent à leur prolifération et sur les molécules toxiques qu'elles sont capables de produire.



Figure 6. Prolifération de cyanobactéries en bordure de la Lagune Aghien (Côte d'Ivoire, photo ci-dessus) et de la Baie de Murchison sur le lac Victoria (Ouganda, photo ci-contre).



2.1. QUI SONT LES CYANOBACTÉRIES ET QUELLE EST LEUR DIVERSITÉ ?

Longtemps confondues avec les microalgues (par exemple les chlorophycées, les diatomées...) en raison de la pigmentation de leurs cellules, les cyanobactéries, comme leur nom l'indique, font partie du règne des bactéries.

Ces microorganismes semblent être apparus sur terre il y a près de trois milliards d'années et ils ont développé la photosynthèse oxygénique, ce qui a changé l'évolution de notre planète en permettant l'enrichissement en oxygène de son atmosphère. Par ailleurs, une symbiose entre cyanobactérie et cellules eucaryotes a permis la naissance de toutes les plantes et des algues qui ont colonisé par la suite, les océans et les continents. Les cyanobactéries continuent de jouer un rôle majeur sur notre écosystème terrestre, notamment dans les océans où elles assurent une part importante de la production primaire. Sur les continents, les cyanobactéries peuvent coloniser tous les environnements où elles ont accès à la lumière, que ce soit à la surface des sols, sur les plantes, les roches et les murs des habitations ainsi que dans les milieux aquatiques d'eau douce et saumâtres.

Les cyanobactéries présentent une grande diversité de forme, de taille et d'organisation des cellules. Ainsi, le diamètre des cellules peut varier selon les espèces, entre 0,2 et 40 μm . Ces cellules peuvent vivre sous forme isolées ou s'organiser en filaments/trichomes ou en colonies. C'est le cas des principales espèces qui posent problème par leurs proliférations dans les écosystèmes d'eau douce, à l'exemple des espèces appartenant aux genres *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*

et *Raphidiopsis* qui sont organisés en filaments/trichomes ou de celles des genres *Microcystis*, *Gomphosphaeria* et *Merismopedia* qui forment des colonies. Enfin, parmi les espèces formant des filaments, certaines présentent des cellules spécialisées ayant une fonction particulière comme (i) des hétérocytes qui sont des cellules permettant la fixation de l'azote atmosphérique et (ii) des akinètes qui sont des cellules de résistance permettant à la cyanobactérie de survivre dans les sédiments lorsque les conditions environnementales sont défavorables à leur maintien/croissance dans la colonne d'eau. Toutes ces caractéristiques morphologiques et cellulaires sont utilisées, avec les caractéristiques moléculaires, pour définir la taxonomie des cyanobactéries et les identifier. Si la reconnaissance des cyanobactéries au niveau du genre peut se faire assez facilement par l'utilisation du microscope, après formation auprès de spécialistes, celle au niveau de l'espèce demande un apprentissage bien plus long et peut conduire à de mauvaises identifications pour des non-spécialistes de ces questions. Par ailleurs la taxonomie des cyanobactéries est toujours en évolution, ce qui conduit fréquemment à des changements de noms des espèces et même quelque fois, de ceux des genres.

Pour toutes ces raisons, il est souvent recommandé dans le cadre d'une surveillance en routine des cyanobactéries dans les plans d'eau, de se limiter à une identification au niveau des genres.

2.2.

COMMENT DÉFINIR UNE PROLIFÉRATION DE CYANOBACTÉRIES ?



Le terme de prolifération dans les communautés phytoplanctoniques fait référence à une augmentation rapide et importante de la biomasse de cette communauté associée le plus souvent à une diminution de sa diversité liée à la dominance d'une ou d'un petit nombre d'espèces.

Ces proliférations surviennent souvent en quelques jours, voire quelques semaines, en été dans les milieux tempérés. Les concentrations en

chlorophylle-a, un indicateur de la biomasse du phytoplancton, peuvent alors être multipliées par des facteurs allant de quelques unités à plusieurs dizaines d'unités. C'est ainsi que lors de ces proliférations, des concentrations de plusieurs centaines de microgrammes de chlorophylle-a par litre d'eau peuvent être mesurées dans les écosystèmes lentiques continentaux eutrophes et hyper-eutrophes, alors qu'elles ne dépassent pas dix microgrammes par litre dans des écosystèmes aquatiques oligotrophes.

De nombreux travaux se sont intéressés à comprendre pourquoi ce sont le plus souvent les cyanobactéries et non les microalgues qui prolifèrent dans les écosystèmes lentiques riches en nutriments. Les capacités des cyanobactéries à proliférer dans les écosystèmes eutrophes s'expliquent principalement par :

- la faculté que de nombreuses espèces possèdent de pouvoir réguler leur flottaison et/ou s'accumuler à la surface de l'eau. En effet, dans des conditions eutrophes où les nutriments ne sont plus un facteur limitant, l'accès à la lumière devient primordial car la biomasse produite fait obstacle à la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau,
- leurs pigments accessoires (phycocyanine et/ou phycoerythrine) impliqués dans la collecte de la lumière pour la photosynthèse sont très efficaces pour capter de faibles quantités de lumière et/ou pour utiliser les longueurs d'onde disponibles en profondeur dans les plans d'eau (cas de la phycoerythrine),
- leurs capacités à stocker dans leurs cellules des nutriments (en particulier du phosphore et de l'azote) qui leur permettent de survivre dans des conditions où ces éléments peuvent devenir momentanément limitants (par exemple, lorsque les nutriments arrivent en quantités importantes, en lien avec les précipitations),
- la capacité de certains genres de cyanobactéries à fixer l'azote atmosphérique (N_2) constitue également un avantage adaptatif quand l'azote devient limitant dans les écosystèmes riches en phosphore. C'est ainsi qu'il est souvent observé lors des proliférations, un mélange et/ou une alternance de genre de cyanobactéries capables ou non de fixer l'azote atmosphérique, les non-fixatrices bénéficiant de l'enrichissement en azote des eaux réalisé par les fixatrices,

- le faible contrôle par le broutage exercé par le zooplancton sur leur biomasse/croissance. L'organisation cellulaire de certaines espèces, sous la forme de colonies (par exemple *Microcystis*) ou de filaments (par exemple dans les genres *Planktothrix* et *Dolichospermum*) qui peuvent atteindre des tailles importantes, limite leur consommation par le zooplancton et leur permet donc d'échapper partiellement au contrôle exercé par ces organismes zooplanctoniques. Par ailleurs, la capacité de nombreuses espèces à produire des molécules toxiques pourrait également contribuer à diminuer l'impact du broutage par le zooplancton qui parfois évite de les consommer, mais cette question fait encore l'objet de débats dans la communauté scientifique.

Si les épisodes de proliférations concernent généralement les cyanobactéries, de nombreux genres de microalgues sont également capables de connaître eux-aussi, des phases de prolifération dans les plans d'eau.

2.3. CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES FAVORABLES AU DÉVELOPPEMENT DE PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES

Les proliférations de cyanobactéries surviennent dans les écosystèmes lenticques riches en nutriments, notamment en phosphore et en azote (écosystèmes mésotrophes à hyper-eutrophes, voir Chapitre 1).

Dans les pays tempérés et froids, il existe le plus souvent une saisonnalité marquée de ces proliférations puisqu'elles sont en général observées pendant la saison estivale lors des périodes chaudes et calmes (pas ou peu de vent). Ces proliférations qui débutent en été peuvent se prolonger jusqu'au début de l'automne si celui-ci est ensoleillé. Le réchauffement estival de l'eau se traduit par une augmentation du taux de croissance des microorganismes photosynthétiques, y compris des cyanobactéries qui vont donc se multiplier plus rapidement. Ce réchauffement des eaux s'accompagne également d'une stratification thermique de la colonne d'eau des lacs ayant plus de deux mètres de profondeur. Cette stratification est favorable aux cyanobactéries qui, en l'absence de brassage des eaux et grâce à leur capacité à réguler leur flottaison, peuvent occuper les premiers centimètres de la colonne d'eau et donc capter la lumière disponible. En régions tempérées, un petit nombre d'espèces supporte très bien les eaux froides et peut donc proliférer tout au long de l'année (par exemple *Planktothrix agardhii*). Dans les zones intertropicales, les proliférations de cyanobactéries s'installent souvent sur de très longues périodes de temps

en raison des températures élevées des plans d'eau et de la forte quantité de lumière disponible qui s'observent tout au long de l'année. Des diminutions des biomasses peuvent cependant survenir, par exemple lors de la saison des pluies où le brassage des eaux et la moindre luminosité vont limiter leur croissance.

Dans les lacs de grande taille, les proliférations de cyanobactéries commencent très souvent à se développer dans des baies ou des golfes qui sont des lieux protégés des vents où les concentrations en nutriments et quelque fois la température de l'eau, peuvent être plus élevées que dans la masse d'eau principale. C'est le cas notamment de ce qui s'observe dans le Lac Victoria où les plus fortes proliférations de cyanobactéries apparaissent dans les baies et les golfes ayant une communication réduite avec le lac principal. Citons l'exemple de la Baie de Murchison en Ouganda, du Golfe Winam au Kenya ou encore du Golfe de Mwanza en Tanzanie. Dans ces baies et ces golfes localisés tout autour du lac Victoria, le temps de résidence important de l'eau favorise la mise en place des proliférations. Il en est de même pour les concentrations en phosphore et en azote qui sont plus élevées que dans le lac, en raison de la présence de grandes agglomérations sur leurs rives (respectivement Kampala, Kisumu et Mwanza pour la baie de Murchison et les golfes de Winam et de Mwanza) et des pollutions qu'elles génèrent.



Dans les plans d'eau de petite taille, les proliférations se développent généralement sur l'ensemble du lac mais les concentrations en cyanobactéries peuvent varier considérablement d'un lieu à l'autre, en particulier sous l'effet des vents qui génèrent des courants de surface qui provoquent un déplacement des cyanobactéries et ainsi des accumulations de cellules en certaines zones des lacs.

En l'état actuel des connaissances, il demeure très difficile de prévoir pour un écosystème aquatique susceptible de connaître des proliférations de cyanobactéries, quand se mettra en place cette prolifération et quelle en sera son importance en termes de production de biomasse et de durée.

2.4. LES MOLÉCULES TOXIQUES (CYANOTOXINES) PRODUITES PAR LES CYANOBACTÉRIES

Les cyanobactéries sont connues pour leurs capacités importantes à produire un grand nombre de molécules de petite taille (plus de 1000 à ce jour identifiés). Certaines d'entre elles qui sont nommées cyanotoxines, ont un effet néfaste sur la santé des humains et des animaux.

Ces cyanotoxines se regroupent en dix grandes familles, les plus couramment détectées lors de proliférations de cyanobactéries étant :

- **Les microcystines** qui sont les plus fréquemment détectées lors des proliférations et qui sont produites par de nombreux genres de cyanobactéries à l'exemple de *Microcystis*, *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Limnothrix*... Ces microcystines provoquent dans des conditions de toxicité aiguë (exposition à des fortes concentrations), des dommages hépatiques, gastro-intestinaux et rénaux. Par ailleurs, les microcystines sont classées comme possiblement carcinogène pour les humains. Enfin, des travaux récents ont mis en évidence qu'elles pouvaient avoir un effet reprotoxique.
- **La cylindrospermopsine** qui n'a été pendant longtemps détectée que dans les zones tropicales, lors des proliférations du genre *Raphidiopsis* (anciennement nommé *Cylindrospermopsis*). Depuis une vingtaine d'années, elle est signalée sous des latitudes de plus en plus septentrionales (par exemple dans toute l'Europe), sans doute en raison du réchauffement climatique qui a permis l'extension de l'aire de distribution de *Raphidiopsis*. Les

effets aigus de la cylindrospermopsine sont rapportés principalement au niveau du foie. Par ailleurs cette cyanotoxine semble avoir également un effet génotoxique et elle pourrait être potentiellement carcinogène. La cylindrospermopsine est principalement produite par le genre *Raphidiopsis* et aussi, plus rarement, par les genres *Aphanizomenon* et *Dolichospermum*.

- **L'anatoxine-a** qui est une toxine agissant sur les synapses cholinergiques et provoque une mort rapide par paralysie musculaire et respiratoire en cas d'ingestion. Cette toxine est produite par des cyanobactéries filamenteuses se développant surtout sous la forme de biofilms dans les rivières (genres *Phormidium*, *Microcoleus*...). Une forme proche de l'anatoxine-a, **l'anatoxine-a(S)** peut être produite par des cyanobactéries du genre *Dolichospermum*.
- **Les autres familles de toxines** (saxitoxines, nodularines, lyngbyatoxines...) sont moins fréquemment signalées dans les eaux douces.

A l'exception de la cylindrospermopsine, les cyanotoxines produites lors des proliférations de cyanobactéries sont essentiellement intracellulaires. Elles ne sont libérées dans l'eau que lors de la lyse des cellules qui peut survenir de façon naturelle lors de la mort des cellules ou être provoquée lors de traitements chimiques des proliférations ou dans les filières de traitement pour la production d'eau potable.

2.5. PRINCIPALES VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX CYANOTOXINES

Les populations humaines sont exposées aux cyanotoxines par trois voies :

- La principale voie de contamination est la voie orale, soit par consommation d'eau contaminée par des cyanotoxines, soit par consommation de poissons ayant accumulés ces cyanotoxines dans leurs tissus.
- La seconde voie de contamination importante est la voie cutanéomuqueuse qui survient quand la peau et/ou les muqueuses de type buccales sont en contact avec de l'eau contaminée par les cyanotoxines.
- Enfin, la troisième voie de contamination, qui semble beaucoup plus limitée que les deux autres et qui est moins documentée, est l'inhalation qui peut survenir lorsque les cyanotoxines s'aérosolisent (par exemple par éclatement de bulles en surface des plans d'eau).

La contamination par voie orale peut survenir lorsque les populations consomment de l'eau non traitée, comme cela s'observe encore fréquemment dans les pays du Sud, ou quand elles consomment de l'eau traitée provenant d'une filière de traitement de l'eau mal équipée pour éliminer les cyanotoxines ou qui dysfonctionne. La contamination par voie orale survient également de façon accidentelle pendant les activités aquatiques récréatives (par exemple les baignades). Enfin, concernant la consommation de poissons contaminés, il a par exemple été montré en Afrique australe (Lac Victoria) que les quantités de toxines dans les chairs de certaines espèces de poissons peuvent dépasser les limites journalières tolérables définies par l'OMS.

La contamination par contact cutanéomuqueux touche aussi bien des personnes qui travaillent en contact avec de l'eau contaminée (par exemple les surveillants de baignade dans les lacs, ou certains pêcheurs ayant des pratiques les mettant régulièrement en contact avec l'eau), que des personnes ayant des activités récréatives telles que la baignade ou encore des personnes utilisant les plans d'eau pour se laver ou, pour laver la vaisselle ou les vêtements, comme cela se pratique fréquemment dans les pays du Sud.

Toutes ces voies d'exposition concernent aussi bien les adultes que les enfants. Cependant, ces derniers sont particulièrement vulnérables aux cyanotoxines en raison de leur poids moins important que celui des adultes, mais aussi en raison de certaines de leurs pratiques, notamment lors des activités récréatives, qui peuvent les conduire à ingérer des quantités importantes d'eau.

Sachant que dans les pays tropicaux, les plans d'eau sont souvent utilisés par les populations locales pour une multitude d'usages domestiques (bain, lessive et vaisselle, eau de cuisson des aliments...), que l'essentiel de leurs protéines animales viennent de la consommation des poissons pêchés localement, et que l'eau peut être utilisée pour la boisson en absence d'eau potable, ces populations sont particulièrement vulnérables à l'exposition aux cyanotoxines.

2.6. CONSÉQUENCES DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES SUR LE FONCTIONNEMENT ET LES USAGES DES PLANS D'EAU

Les proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau ont de multiples conséquences sur leurs fonctionnements physico-chimique et biologique.

Certaines d'entre elles ont déjà été décrites dans le chapitre précédent concernant l'eutrophisation et elles ne seront donc que brièvement rappelées :

- Les proliférations provoquent de fortes variations des concentrations en oxygène de l'eau. C'est ainsi qu'en journée, l'activité photosynthétique des cyanobactéries dans la

couche de surface des plans d'eau (épilimnion) où elles se développent, provoque une sursaturation en oxygène de l'eau. A l'inverse, pendant la nuit, les concentrations en oxygène diminuent, en particulier en profondeur, en raison de la respiration des microorganismes et organismes présents.

- Elles provoquent également une augmentation du pH de l'eau et une diminution de la transparence de l'eau. Cette diminution a des conséquences importantes sur les microalgues de la communauté phytoplanctonique en réduisant leur accès à la lumière.

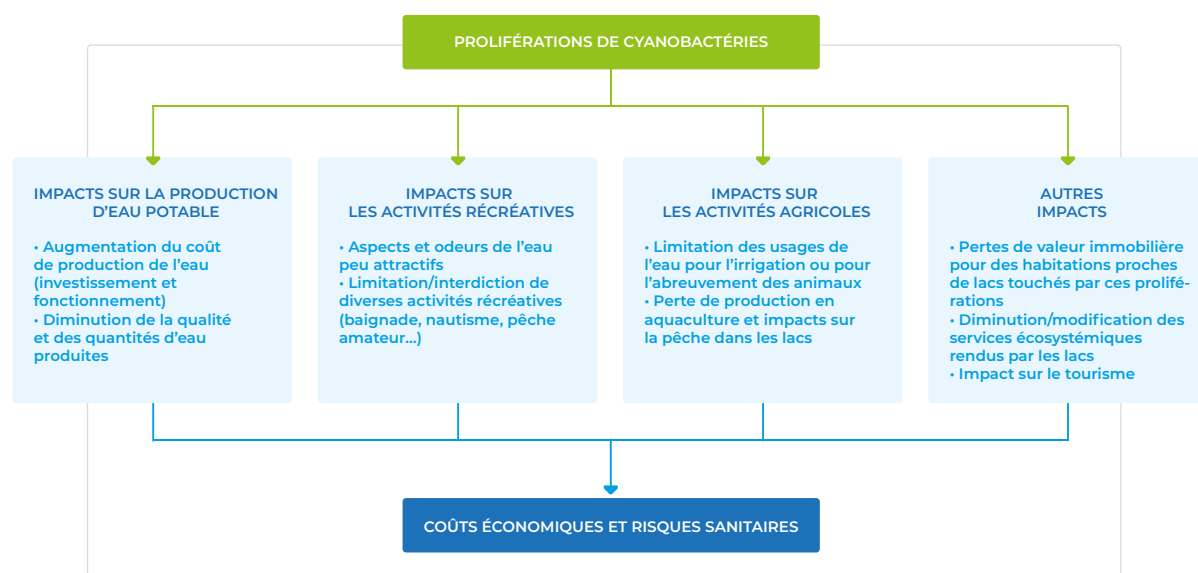


Figure 7. Impacts des proliférations de cyanobactéries sur les différents usages qui sont faits des écosystèmes aquatiques où elles surviennent.

- Pour la raison évoquée précédemment, les proliférations de cyanobactéries s'accompagnent toujours d'une diminution très importante de la diversité dans la communauté phytoplanctonique. La principale conséquence de ces changements sur cette diversité concerne le fonctionnement des réseaux trophiques, certaines espèces de cyanobactéries ayant une faible valeur nutritive ou étant difficilement assimilées par les organismes qui consomment le phytoplancton.

À travers leurs impacts sur différents secteurs d'activités, les proliférations de cyanobactéries ont donc des coûts économiques importants qui ont été estimés dans un pays comme l'Australie, à plus de 200 millions de dollars australiens par an. Elles ont également des coûts sanitaires indirects, par exemple lorsqu'elles perturbent la production d'une eau potable de bonne qualité ou qu'elles diminuent les quantités d'eau produite, ce qui conduit parfois les populations locales à utiliser d'autres ressources en eau non sécurisées.

Les cyanobactéries ont également de multiples conséquences sur les activités et les usages qui peuvent être faits des plans d'eau comme le montre la Figure 7.

2.7. CONCLUSIONS

Si les cyanobactéries ont rendu des services essentiels à notre planète il y a plusieurs milliards d'années, et si elles continuent de jouer un rôle important dans son fonctionnement actuel, leurs proliférations dans les plans d'eau ont de multiples impacts sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes et elles constituent un risque sanitaire potentiel pour les humains et les animaux.

Dans le même temps, de nombreux travaux ont été réalisés sur les stratégies de lutte contre ces proliférations de cyanobactéries afin de tenter de limiter leur développement.

C'est la raison pour laquelle il existe désormais, dans la plupart des pays tempérés et dans quelques pays du Sud, une surveillance de ces microorganismes et des stratégies de gestion de leurs proliférations destinées à limiter au mieux leurs proliférations et l'exposition des humains et des animaux aux cyanotoxines.

COMPRENDRE L'ORIGINE DE L'EUTROPHISATION ET DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LE LAC VICTORIA (AFRIQUE DE L'EST)

En Afrique de l'Est, le Lac Victoria rend un grand nombre de services écosystémiques aux populations locales, y compris la fourniture de nourriture (poissons) et celle d'eau potable. Comme beaucoup d'écosystèmes aquatiques en Afrique, ce lac a attiré sur ses rives une population humaine croissante (augmentation autour de 3% par an) qui atteint aujourd'hui 42 millions d'habitants. Cette densification des populations humaines autour du lac s'est traduite par une augmentation des pressions de pollution s'exerçant sur lui en liaison avec les activités humaines. Une des manifestations les plus visibles de la dégradation du lac concerne les proliférations de cyanobactéries qui sont

particulièrement importantes dans les baies et les golfes qui se distribuent tout autour de cet écosystème. En raison de sa taille et de son grand intérêt écologique, ce lac a fait l'objet de nombreux travaux de recherche au cours des trois dernières décennies qui permettent de comprendre sa trajectoire évolutive.

Par une analyse des publications disponibles, nous avons réalisé une synthèse des liens existants entre l'augmentation des populations humaines dans le bassin du Lac Victoria et l'eutrophisation de cet écosystème et les proliférations de cyanobactéries associées à ce phénomène.

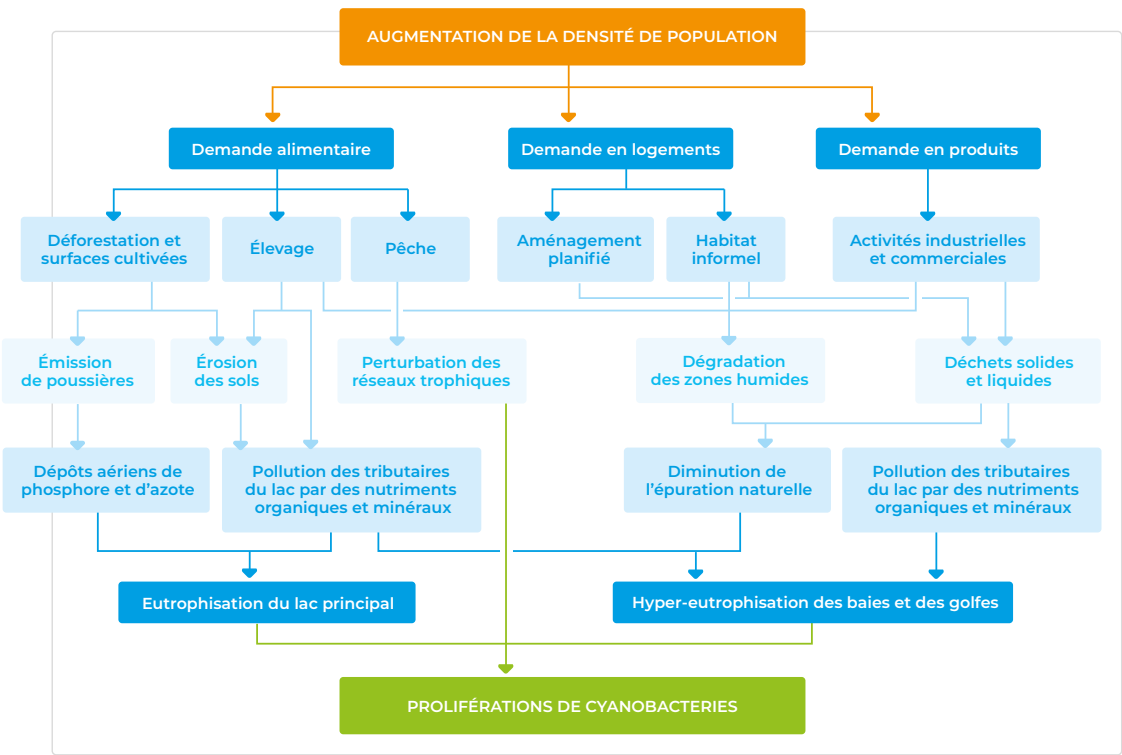


Figure 8. Schéma des diverses relations existant entre l'augmentation de la densité des populations vivant à proximité du Lac Victoria et les proliférations de cyanobactéries qui surviennent dans ce lac.

Comme le montre la Figure 8, de multiples processus résultant de l'augmentation de la demande en aliments, en logements et en biens de consommation sont impliqués dans l'augmentation des apports en nutriments organiques et minéraux par les rivières tributaires du lac et les dépôts aériens à sa surface. Par ailleurs, la dégradation des vastes zones humides situées à l'embouchure de nombreuses rivières dans le lac, a provoqué une diminution de leurs capacités à épurer leurs eaux conduisant ainsi à un accroissement des apports en nutriments.

Des études montrent également qu'en raison (i) du caractère fermé de certaines baies qui provoque une augmentation du temps de séjour de leurs eaux, et (ii) du fait que de grosses agglomérations, produisant des quantités importantes de déchets, sont localisées sur leurs rives (par exemple Kampala sur la Baie de Murchison, Kisumu sur le golfe Winam), ces écosystèmes connaissent un niveau d'eutrophisation plus important que le lac principal. En conséquence, ils hébergent des proliférations massives de cyanobactéries ou de végétaux flottants de type jacinthe d'eau (Figure 9).

De tous les travaux menés sur le lac Victoria, il apparaît que la pollution par les nutriments du lac principal et celle de ses baies et golfes les plus importants, résulte de processus différents. La qualité de l'eau du lac principal s'est surtout dégradée en raison des dépôts aériens de phosphore et de la fixation d'azote atmosphérique par certaines cyanobactéries (par exemple *Dolichospermum*) alors que les baies et golfes sont fortement pollués par les apports organiques et minéraux provenant des grandes agglomérations situées sur leurs rives. La restauration de la qualité de l'eau dans cet écosystème qui demandera de lutter contre ces différentes sources de pollution, constitue donc un énorme challenge pour l'Afrique de l'Est.



Figure 9. Prolifération de cyanobactéries et de jacinthes d'eau dans la Baie de Murchison.

Pour en savoir plus :
Olokotum M., Mitroi V., Troussellier M., Semyalo R., Bernard C., Okello W., Quiblier C., Humbert J.F. 2020. A review of the socioecological analysis of the causes and consequences of cyanobacterial blooms in Lake Victoria. Harmful Algae 96, 101829.





Chapitre 3

SURVEILLANCE DES CYANOBACTÉRIES ET DE LEURS TOXINES



Introduction

La surveillance des cyanobactéries dans les plans d'eau utilisés pour la production d'eau potable et pour d'autres usages domestiques est indispensable pour (i) assurer un bon fonctionnement des filières de traitement de l'eau, notamment en permettant d'anticiper le développement d'une prolifération, (ii) mieux gérer les risques d'exposition des populations humaines aux cyanotoxines et donc limiter les dangers pour ces populations, et (iii) connaître l'état et l'évolution à différents termes des ressources en eau utilisées. En effet, au-delà des enjeux de production d'eau potable, la connaissance de l'évolution de l'état écologique des écosystèmes est indispensable pour évaluer l'impact des mesures de conservation et/ou de restauration prises par les gestionnaires de ces milieux.

Cette surveillance des cyanobactéries est difficile à réaliser pour des raisons qui seront décrites dans la suite de ce chapitre. Elle peut aussi se révéler très coûteuse. Il est donc important, lors de la mise en œuvre d'une stratégie de surveillance des cyanobactéries, de trouver des solutions adaptées permettant de suivre ces phénomènes au mieux, tout en tenant compte du coût de cette surveillance afin que celle-ci soit supportable sur les moyen et long termes, pour les collectivités/institutions locales et/ou nationales qui auront pour charge de la financer et/ou de la mettre en œuvre.

3.1. PRINCIPAUX DÉFIS DANS LA SURVEILLANCE DES CYANOBACTÉRIES ET DE LEURS TOXINES

Le principal défi dans la surveillance des cyanobactéries est lié à la distribution spatiale très hétérogène de ces microorganismes dans les plans d'eau. Cette hétérogénéité se manifeste dans deux dimensions spatiales des plans d'eau :

- Dans leur dimension horizontale, des accumulations de cyanobactéries surviennent très fréquemment dans certaines parties des plans d'eau sous l'effet direct des vents et/ou des courants créés par ces vents (Figure 10).
- Dans leur dimension verticale, la colonne d'eau des plans d'eau, certaines espèces vont plutôt s'accumuler en surface alors que d'autres vont se distribuer de façon plus homogène sur toute la colonne d'eau ou dans l'épilimnion (couche d'eau supérieure) des lacs présentant une stratification thermique. Cette distribution verticale des cyanobactéries peut même évoluer en cours de journée. C'est le cas notamment du genre *Microcystis* qui est souvent retrouvé en une couche plus ou moins épaisse en surface des plans d'eau le matin avant de se disperser au cours de la journée, sous l'effet des vents, dans toute la colonne d'eau des lacs peu profonds (profondeur < 5m) ou dans tout l'épilimnion des lacs profonds lorsqu'ils sont thermiquement stratifiés.

La principale conséquence de cette hétérogénéité dans la distribution spatiale des cyanobactéries est que pour bien estimer la biomasse des cyanobactéries dans un plan d'eau, il sera toujours nécessaire réaliser des prélèvements d'eau (i) en différents points du plan d'eau pour bien apprécier l'hétérogénéité horizontale de leur distribution et (ii) à différentes profondeurs

pour les lacs profonds ou en intégrant le premier mètre de la colonne d'eau pour les lacs peu profonds, pour tenir compte de l'hétérogénéité verticale de leur distribution dans la colonne d'eau.

Le second défi dans la surveillance des cyanobactéries se rapporte à la fréquence du suivi sachant qu'en fonction des espèces de cyanobactéries présentes, des conditions météorologiques et d'autres facteurs, l'évolution temporelle de l'abondance et de la biomasse des cyanobactéries peut présenter des profils très différents. Dans les régions tempérées, la surveillance réglementaire des cyanobactéries est essentiellement réalisée pendant la saison estivale qui est propice aux proliférations de cyanobactéries (conditions ensoleillées et températures de l'eau élevées). Dans les pays



Figure 10. . Accumulation de cyanobactéries sur les rives d'un plan d'eau sous l'effet du vent.

du Sud où les températures restent élevées tout au long de l’année (avoisinant souvent 30°C), la saisonnalité des proliférations de cyanobactéries est beaucoup moins marquée, même si les saisons des pluies sont généralement moins favorables à leur développement notamment en raison de la turbidité de l’eau. Dans ce cas, il conviendra donc d’exercer une surveillance de ces microorganismes tout au long de l’année. Dans toutes ces régions, la fréquence de surveillance devra être adaptée selon les abondances ou les biomasses des cyanobactéries, une augmentation de cette fréquence étant nécessaire pendant les phases de croissance des cyanobactéries afin d’anticiper au mieux les actions à prendre pour limiter l’exposition des populations humaines aux cyanotoxines.

Cyanotoxines	Principaux genres de cyanobactéries connus pour produire ces toxines	Autres genres de cyanobactéries capables de produire ces toxines
Microcystines	<i>Microcystis</i>	<i>Aphanocapsa, Merismopedia, Radiocystis, Woronichinia</i>
	<i>Planktothrix</i>	<i>Annamia, Geitlerinema, Leptolyngbya, Limnothrix, Kamptonema / Phormidium / Microcoleus, Pseudanabaena, Spirulina, Trichodesmium, Plectonema</i>
	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaenopsis, Calothrix, Nostoc, Trichormus</i>
	<i>Hapalosiphon</i>	<i>Fischerella</i>
Anatoxine-a	<i>Anabaena</i>	<i>Aphanizomenon, Cuspidothrix, Cyndrospermum, Dolichospermum, Raphidiopsis/Cylindrospermopsis</i>
	<i>Kamptonema/Phormidium/ Microcoleus</i>	<i>Pseudanabaena, Tychonema</i>
Anatoxine-a(S)	<i>Dolichospermum/Anabaena</i>	
Cylindropermopsines	<i>Raphidiopsis/ Cylindrospermopsis</i>	<i>Aphanizomenon, Anabaena, Raphidiopsis, Dolichospermum, Chrysosporum</i>
	<i>Umezakia</i>	
	<i>Kamptonema/Phormidium/ Microcoleus, Oscillatoria</i>	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxines	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Anabaena, Dolichospermum, Raphidiopsis/ Cylindrospermopsis, Cuspidothrix, Raphidiopsis, Scytonema</i>
	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Hydrocoleum, Trichodesmium</i>

Tableau 2. Liste des genres de cyanobactéries potentiellement producteurs des cyanotoxines les plus fréquentes dans les eaux douces (source : Rapport ANSES 2020).

Concernant les cyanotoxines, la principale difficulté dans leur suivi est qu’il n’est pas possible de prédire la toxicité potentielle d’une prolifération de cyanobactéries en ne considérant que (i) le genre ou les genres dominants pendant les proliférations et (ii) leurs biomasses.

En effet, de nombreux genres de cyanobactéries sont capables de produire plusieurs types de toxines et les mêmes toxines peuvent être produites par des genres différents (voir Tableau 2). Par ailleurs, pour un genre donné, il existe dans ses populations naturelles une grande variété de génotypes qui ont des capacités différentes à produire des toxines. Certains génotypes possèdent en effet un ou plusieurs groupes de gènes permettant de produire une ou plusieurs toxines alors que d’autres en sont dépourvus. La toxicité potentielle d’une prolifération de cyanobactéries dépendra donc de la proportion, au sein des populations qui prolifèrent, des génotypes producteurs de toxines et des génotypes n’en produisant pas. Pour les microcystines, qui sont les toxines le plus fréquemment détectées en milieux lacustres, il a par exemple été montré lors de proliférations d’espèces capables de produire ces toxines, que les variations des proportions de génotypes producteurs de microcystines pouvaient varier de 0 à 100 % suivant les écosystèmes. Par ailleurs, il a été également observé qu’au sein d’un même écosystème, ces proportions peuvent changer au cours du développement de la prolifération.

Pour toutes ces raisons, lorsque les cyanobactéries atteignent des biomasses importantes, il est nécessaire de rechercher la présence de toxines de façon systématique et régulière pendant toute la durée de la prolifération. Pour orienter les choix dans la recherche de ces toxines, le tableau ci-dessous présente les connaissances actuelles sur le potentiel de production de cyanotoxines par les genres de cyanobactéries les plus fréquemment impliqués dans les phénomènes de proliférations.

3.2.

POINTS CLÉS DANS LA MISE EN ŒUVRE DE CES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE

Les points clés dans la mise en place d'un programme de surveillance des cyanobactéries sont les suivants :

1. Le choix des stations d'échantillonnage doit permettre d'obtenir une bonne couverture spatiale du plan d'eau. La plupart du temps, les stations d'échantillonnage qui seront référencées par leurs coordonnées GPS, sont disposées le long d'un transect orienté dans l'axe principal du plan d'eau, en essayant d'avoir un point d'échantillonnage dans la zone la plus profonde du plan d'eau. Pour optimiser la surveillance tout en limitant les coûts d'analyse dus à la multiplicité des échantillons d'eau, les échantillons prélevés sur chaque station peuvent être mélangés à volume égal, les analyses étant ensuite réalisées sur l'échantillon final issu du mélange. Des points supplémentaires d'échantillonnage peuvent être ajoutés sur des sites ayant un intérêt particulier tels qu'une prise d'eau pour une usine de production d'eau potable ou une zone de baignade.
2. La fréquence d'échantillonnage doit permettre de bien décrire la dynamique temporelle des populations de cyanobactéries. Dans les régions tempérées, la surveillance réglementaire des cyanobactéries est pratiquée le plus souvent entre juin et septembre-octobre avec une fréquence mensuelle en début de saison qui peut devenir bimensuelle ou même hebdomadaire lorsque les abondances ou les biomasses de cyanobactéries augmentent. Dans les régions n'ayant pas une saisonnalité marquée des

températures, à l'exemple de l'Afrique intertropicale, il sera nécessaire d'avoir une fréquence au minimum mensuelle pendant toute l'année et d'adapter ensuite cette fréquence selon les abondances ou biomasses de cyanobactéries.

3. Le choix du mode d'échantillonnage et du matériel utilisé pour les prélèvements d'eau (et des cyanobactéries qu'elle peut contenir) est également important. Pour les plans d'eau peu profonds (profondeur < 5 m), l'utilisation de tubes échantillonneurs permettant de prélever l'eau dans le premier mètre (ou les deux premiers mètres) de la colonne d'eau est recommandée. Pour les lacs profonds où les cyanobactéries peuvent être présentes en profondeur, l'utilisation de bouteilles à échantillonnage (type Van Dorn ou Niskin) permettra de réaliser des prélèvements d'eau dans les différentes strates de la colonne d'eau. Une attention particulière devra être portée aux conditions de stockage et de transport des échantillons d'eau pour éviter la dégradation du matériel biologique. L'utilisation de glacières est indispensable pour ces deux phases et le temps entre le prélèvement et le stockage des échantillons dans des réfrigérateurs devra être aussi réduit que possible. Pour l'identification et le comptage des cyanobactéries, il conviendra de fixer les échantillons avec une solution de Lugol (iodure de potassium), juste après le prélèvement avec une conservation à l'obscurité. Les volumes d'eau prélevés dépendront du choix des analyses à réaliser.

L'échantillonnage peut ensuite permettre de réaliser une multitude d'analyses pour décrire l'état de la ressource en eau et sa contamination éventuelle par des cyanobactéries et des cyanotoxines. Ces analyses sont coûteuses ce qui amène souvent les responsables des programmes de surveillance à devoir faire des choix. Dans ce contexte, les analyses de base les plus couramment pratiquées sont :

1. L'estimation de la biomasse totale de la communauté phytoplanctonique (qui comprend les microalgues et les cyanobactéries) par la quantification de la chlorophylle-a qui est un pigment présent dans la plupart des microorganismes photosynthétiques. Cette analyse qui est simple à réaliser et peu coûteuse, est souvent un indicateur clé dans les programmes de suivi des cyanobactéries.
2. L'identification des espèces de cyanobactéries présentes et leur comptage sont réalisés par examen au microscope. Ces analyses demandent des compétences importantes en taxonomie sachant que les identifications peuvent être faites au niveau de l'espèce ou du genre. Le niveau du genre est suffisant pour une surveillance en routine des cyanobactéries et il est plus simple à réaliser et moins coûteux. Les données d'abondance obtenues par comptage peuvent être converties en unités de biovolumes et constituer ainsi un indicateur de biomasse.
3. L'identification des toxines dans les cellules et parfois dans l'eau est réalisée quand les valeurs d'abondances ou de biovolumes dépassent certains seuils qui sont considérés comme associés à un danger potentiel pour la santé des populations humaines. Différentes approches permettent de réaliser ces analyses à l'exemple de la chromatographie liquide à haute performance (HPLC) qui peut être couplée à la spectrométrie de masse pour une identification plus précise des toxines, ou des tests ELISA (méthode immunoenzymatique) qui sont plus faciles à mettre en œuvre mais moins précis. Le choix

de ces approches dépendra des équipements disponibles, des compétences des personnes en charge des analyses et du niveau de précision attendu.

En plus de ces analyses focalisées sur les cyanobactéries et leurs toxines, les programmes de surveillance collectent aussi des données sur :

1. Les concentrations des principaux nutriments présents dans l'eau (phosphore et azote total, orthophosphates, nitrates et ammonium) afin de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème et le potentiel de développement des proliférations de cyanobactéries.
2. La mesure de paramètres physico-chimiques basiques tels que le pH, la température de l'eau, la transparence de l'eau (mesurée avec un disque de Secchi), les concentrations en oxygène, la conductivité et la turbidité, sachant que la plupart de ces paramètres peuvent être mesurés *in situ* avec des capteurs. Ces données contribueront elles-aussi à mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème faisant l'objet de la surveillance.

En parallèle du travail préparatoire technique pour la mise en place d'une surveillance des cyanobactéries, il est important :

1. D'identifier l'ensemble des compétences qui seront nécessaires pour réaliser la surveillance, depuis l'échantillonnage de l'eau jusqu'au rendu des résultats. C'est pourquoi il est recommandé, dans le cas de programmes de surveillance sur les moyen et long termes, d'associer des scientifiques locaux travaillant dans des universités ou des centres de recherche avec les donneurs d'ordre et les institutions en charge de la surveillance.
2. D'établir une démarche qualité qui devra être mise en place pour l'ensemble du protocole de surveillance afin de s'assurer de la qualité et de la traçabilité des résultats.

Cette démarche formalisera par exemple l'entretien et la calibration des appareils utilisés pour les mesures *in situ* (par exemple les sondes multiparamètres) ou en laboratoire (par exemple les fluorimètres/spectrophotomètres utilisés pour le dosage de la chlorophylle-a).

3. D'identifier une stratégie d'organisation et de financement de la surveillance qui permettra d'assurer une continuité dans (i) la stratégie d'échantillonnage, (ii) les méthodes analytiques utilisées et (iii) les opérateurs assurant les différentes étapes de la surveillance. Cette continuité dans la réalisation de la surveillance est indispensable pour permettre une comparaison des données à moyen et long termes.

4. D'établir une procédure de validation des données obtenues avant leur diffusion. Cette étape est essentielle car pour de multiples raisons liées par exemple à des erreurs humaines de manipulation ou de calcul, ou à des défauts des matériels utilisés pour réaliser les mesures, des résultats aberrants ou une dérive progressive des mesures peuvent survenir.

5. D'organiser le stockage des données après leur validation et les règles permettant d'accéder à ces données et de les utiliser (Qui ? Pourquoi ? Quand ?).



3.3.

LES NOUVEAUX OUTILS ET APPROCHES POUR LA SURVEILLANCE DES CYANOBACTÉRIES

Depuis vingt ans, de nombreux outils ont été développés pour la surveillance des cyanobactéries dans les plans d'eau afin de pouvoir par exemple réaliser des suivis en temps réel et/ou estimer leur distribution à l'échelle d'un écosystème dans son ensemble.

La plupart de ces méthodes sont basées sur l'autofluorescence naturelle des cyanobactéries qui est liée à leurs pigments photosynthétiques. C'est ainsi que de nombreux capteurs ciblant ces pigments photosynthétiques ont été développés :

1. Un grand nombre de capteurs cible la chlorophylle-a (chl-a) qui est un pigment présent chez tous les microorganismes photosynthétiques (microalgues et cyanobactéries). Ces capteurs permettent d'estimer la biomasse totale de la communauté phytoplanctonique (exprimée en µg de chl-a par litre) et donc des cyanobactéries lorsqu'elles dominent cette communauté (périodes de prolifération).
2. Plusieurs capteurs ciblent la phycocyanine qui est un pigment spécifique des cyanobactéries. Ils permettent donc une quantification des seules cyanobactéries.
3. Quelques capteurs sont capables de travailler à différentes longueurs d'onde et ainsi d'estimer séparément la biomasse de chacun des principaux groupes de microorganismes présents dans la communauté phytoplanctonique (cyanobactéries, diatomées, chlorophycées...).

Le principal intérêt de ces capteurs est de fournir une estimation en temps réel de la biomasse des microorganismes photosynthétiques ciblés. Par ailleurs, ils permettent de réaliser des profils verticaux dans la colonne d'eau et donc de déterminer la distribution verticale de ces microorganismes. De plus, comme les mesures sont très rapides, il est très facile de réaliser des suivis en de nombreux points d'un plan d'eau et ainsi d'estimer la variabilité dans la distribution horizontale du phytoplancton. Enfin, ces capteurs peuvent être intégrés dans des bouées de surveillance placées à demeure sur les plans d'eau pour disposer d'une surveillance en continu, les données étant transmises par les réseaux GSM.

L'utilisation de ces outils présente toutefois des limites, la principale étant qu'ils peuvent parfois considérablement sous-estimer la biomasse des microorganismes ciblés. Il a été montré que pour des espèces coloniales telle que *Microcystis sp.* par exemple, cette sous-estimation peut être très importante. Pour cette raison, il est recommandé de les utiliser en complément des outils de la surveillance basés sur des prélèvements d'eau puis des analyses en laboratoire. Par ailleurs, comme tous les capteurs, ils doivent faire l'objet d'une maintenance et de calibrations régulières. Enfin de nombreux autres capteurs ne ciblant pas directement les cyanobactéries ou même le phytoplancton peuvent contribuer à donner des indications sur leur développement dans les plans d'eau à l'exemple des capteurs de (i) turbidité de l'eau, la biomasse des cyanobactéries pouvant influencer cette mesure, (ii) d'oxygène dissous, l'intense activité photosynthétique des

cyanobactéries provoquant par exemple des sursaturations en oxygène en journée dans l'eau et (iii) de pH, ce dernier ayant tendance à augmenter en même temps que la biomasse des cyanobactéries. Ces capteurs fournissent des données qui sont juste des indicateurs indirects et ils ne peuvent être utilisés seuls pour la surveillance de proliférations de cyanobactéries.

Parallèlement au développement de ces capteurs, un nombre croissant d'études se sont consacrées à l'évaluation du potentiel de la télédétection par satellite pour la surveillance des cyanobactéries. Le principal intérêt de cette approche est qu'elle permet d'obtenir une estimation en temps réel, de la distribution spatiale des cyanobactéries à l'échelle d'un lac (voir Figure 11), ce qui est particulièrement intéressant pour les plans d'eau de grande taille où l'échantillonnage est long et coûteux en raison de la nécessité de disposer de nombreux points de surveillance. Pour l'instant, ces approches

ne sont pas encore utilisées en routine pour la surveillance des cyanobactéries dans des lacs. Leurs limites concernent le coût d'accès aux images satellites et aussi le fait qu'en cas de couverture nuageuse persistante, les images ne sont pas exploitables. Enfin, ces approches ne sont pas encore adaptées pour les plans d'eau de petite taille. Dans le but de lever certaines de ces limites, des travaux de recherche actuellement menés visent à développer des capteurs peu coûteux et de petite taille afin par exemple de pouvoir les embarquer sur des drones aériens pour la surveillance de grands plans d'eau, ou de les installer sur des poteaux pour, par exemple, exercer une surveillance en continu d'une zone de baignade ou de captage d'eau.

Enfin, au cours de la dernière décennie, plusieurs études ont testé le potentiel des sciences participatives pour surveiller les cyanobactéries. Les sciences participatives sont des dispositifs

de recherche qui permettent l'implication des citoyens dans la collecte des données. Les protocoles sont définis avec les scientifiques qui assurent ensuite l'analyse et la validation des données récoltées puis un retour des résultats auprès des populations et des acteurs concernés.

Depuis longtemps, les changements dans la couleur de l'eau d'un lac ont été utilisés comme première approche pour la surveillance des cyanobactéries. C'est ainsi que les surveillants de baignade sont sollicités dans certains pays du Nord, pour signaler de tels changements qui sont des indicateurs visuels du développement potentiel d'une prolifération. Pour aller plus loin dans cette démarche et dans le courant actuel des études menées sur la biodiversité impliquant la participation des citoyens, diverses expérimentations sont menées à travers le monde pour évaluer le potentiel des sciences participatives dans la surveillance des cyanobactéries. Ces approches se basent souvent sur l'utilisation de smartphones permettant par exemple de prendre des photos qui sont collectées sur un site internet et/ou sur la distribution de tubes de prélèvements qui sont transmis aux scientifiques pour des analyses réalisées en laboratoire. L'intérêt de ces approches est de permettre de sensibiliser les utilisateurs des plans d'eau à la problématique des cyanobactéries et des dangers pour la santé associés à leurs proliférations et de collecter des données multi-spatiales à haute fréquence temporelle.

Les études réalisées jusqu'ici montrent que la surveillance citoyenne des cyanobactéries peut être très complémentaire des suivis institutionnels, par exemple en détectant les premiers signes d'une prolifération dans un plan d'eau ou encore en renseignant l'état du développement des cyanobactéries dans des lacs non concernés par un suivi institutionnel. Un autre intérêt de ce type de dispositif est de permettre, au-delà de la collecte de données, une information et une sensibilisation des populations locales aux problèmes de pollution des milieux aquatique et aux risques sanitaires

liés à l'exposition aux cyanobactéries. Dans le même temps, les limites de ces approches concernent principalement (i) l'articulation entre le suivi participatif et le suivi institutionnel qui n'est pas toujours facile à mettre en place, (ii) la pérennisation de ces suivis sachant que l'implication des citoyens a souvent tendance à diminuer avec le temps et qu'il est nécessaire de trouver des financements sur le long terme et (iii) la validation des données issues du suivi participatif qui est nécessaire mais pas toujours aisée à réaliser.

Si la plupart des expérimentations sur la surveillance participative des cyanobactéries ont été réalisées jusqu'ici dans les pays du Nord, le programme WaSAf a permis de montrer que cette approche pouvait également être utilisée avec succès en Afrique sub-saharienne (voir encadré n° 4).

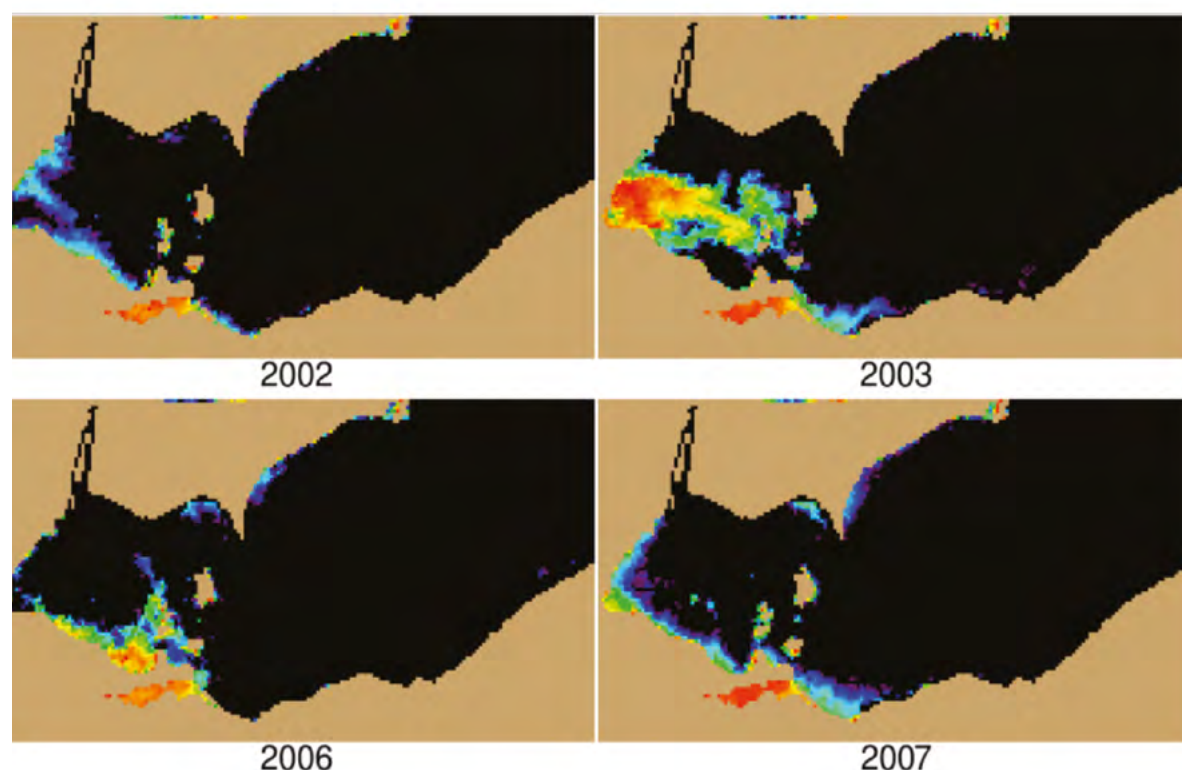


Figure 11. Intensité des proliférations de cyanobactéries dans le Lac Erié (USA) entre 2002 et 2017. Images obtenues par les capteurs MERIS (ESA) et MODIS (Nasa). Crédit image : R. Stumpf, NOAA.

3.4.

LES NOUVEAUX OUTILS ET APPROCHES POUR LA SURVEILLANCE DES CYANOBACTÉRIES

Concernant les toxines, des progrès très importants ont été réalisés ces dernières années sur les outils et les méthodologies permettant à la fois de les identifier et de les quantifier.

Ces progrès ont concerné essentiellement deux types d'approches :

- Les méthodes physico-chimiques basées sur l'utilisation de la chromatographie liquide ou en phase gazeuse couplée par exemple à de la spectrométrie de masse ou des détecteurs de fluorescence sont désormais utilisées en routine par de nombreux laboratoires. Elles permettent d'identifier les toxines et leurs variants et de les quantifier. Ces méthodes demandent des équipements onéreux et des compétences avancées en chimie. Elles ont fait l'objet de normalisation et elles font référence pour l'analyse des cyanotoxines dans de nombreux pays.
- Les méthodes biochimiques et immunologiques sont basées sur la quantification de l'activité des cyanotoxines, elles ne permettent pas une identification des variants de ces toxines. Les approches immunologiques de type ELISA ont fait l'objet de nombreux développements ces dernières années et de nombreux kits prêts à l'emploi sont désormais commercialisés pour les principales cyanotoxines. Ces méthodes sont très simples d'utilisation et demandent un équipement peu onéreux (lecteur de microplaques). Elles permettent d'obtenir rapidement une première quantification des toxines. Lorsque les résultats sont positifs, il est cependant recommandé de les confirmer par les approches basées sur la chromatographie car elles sont sensibles à diverses sources de biais pouvant conduire à l'obtention de faux négatifs et de faux positifs.

Avec l'essor de la biologie moléculaire, des outils récents ont été développés pour détecter la présence ou l'activité de gènes impliqués dans la synthèse de cyanotoxines. Ces outils sont basés sur l'utilisation de la PCR (réaction de polymérisation en chaîne) et de la qPCR (PCR quantitative). Lorsque ces approches sont appliquées à des extraits d'ADN, elles permettent de détecter la présence des gènes recherchés (PCR) et/ou de quantifier le nombre de copies de ces gènes (qPCR) dans un échantillon d'eau contaminé par des cyanobactéries et donc d'identifier les toxines pouvant potentiellement être synthétisées par ces microorganismes. Lorsqu'elles sont appliquées à des extraits d'ARN, elles permettent de quantifier l'activité des gènes de synthèse des toxines ciblées et donc de fournir une estimation du niveau d'expression de ces gènes qui peut être indicateur des dangers potentiels. Ces méthodes sont surtout recommandées en tout début des phases de proliférations pour une première estimation des dangers qui pourraient survenir ensuite pendant la prolifération. Il existe des kits commercialisés qui sont simples d'utilisation mais qui demandent néanmoins des équipements et connaissances de base en biologie moléculaire. La principale limite de ces approches est qu'elles ne fournissent pas une évaluation des concentrations réelles des toxines recherchées.

3.5.

CONCLUSIONS

Dans les pays développés et dans beaucoup de pays émergents, la surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines s'est considérablement améliorée au cours des deux dernières décennies.

En revanche, dans les pays en développement, en particulier en Afrique sub-saharienne, cette surveillance est pratiquement inexistante, à l'exception de quelques lacs emblématiques tels que le Lac Victoria. Pourtant les populations qui habitent sur les rives des plans d'eau sont susceptibles d'être particulièrement exposées aux cyanotoxines puisqu'elles utilisent l'eau du lac pour de nombreux usages (toilette, vaisselle, lessive, cuisine et souvent eau de boisson), que les enfants passent beaucoup de temps à jouer dans l'eau, même lors des phases de proliférations de cyanobactéries, et que ces populations consomment des poissons dans lesquels les cyanotoxines peuvent s'accumuler. La surveillance des écosystèmes aquatiques est une première étape indispensable dans une stratégie plus globale visant à mieux gérer les proliférations de cyanobactéries et leurs conséquences sur la santé humaine et animale. Des règles de bonne conduite peuvent être proposées pour la mise en place d'une surveillance des cyanobactéries, ainsi que nous l'avons fait dans ce chapitre. Il faut cependant avoir bien conscience que chaque plan d'eau est unique de par son histoire, sa morphologie, son fonctionnement physico-chimique et biologique, les usages qui en sont faits... Il sera donc nécessaire de bien tenir compte de ces singularités, dans la construction de la stratégie de surveillance.

Un point très important dans la mise en place de programmes de surveillance de plans d'eau concerne les acteurs qui seront impliqués dans cette surveillance. De par nos diverses expériences vécues pendant le programme WaSAf, il apparaît nécessaire d'associer systématiquement aux partenaires institutionnels concernés par ces suivis, des équipes de recherche universitaires ou appartenant à des instituts publics de recherche, afin de compléter l'expertise présente au sein des institutions. Cette association permettra notamment de réaliser des analyses de données plus approfondies de la situation et de son évolution dans le temps.

Par ailleurs, les travaux de WaSAf ont également permis de montrer qu'il était possible d'impliquer les populations locales dans la surveillance des plans d'eau (cf. encadré n°4), afin de disposer d'un système d'alerte précoce des proliférations de cyanobactéries et de réduire le coût de la surveillance. De plus, l'implication de ces populations dans cette surveillance permet de les sensibiliser aux questions relatives aux proliférations de cyanobactéries et aux dangers sanitaires associés à ces événements.

MISE EN PLACE D'UNE SURVEILLANCE PARTICIPATIVE DES CYANOBACTÉRIES DANS LA LAGUNE AGHIEN

Dans le cadre du programme de recherche WaSAf, une étude pilote a été réalisée pour évaluer l'intérêt et la faisabilité de mettre en place une surveillance participative des cyanobactéries avec les populations vivant sur le bord de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). Ce travail a impliqué l'Institut Pasteur de Côte d'Ivoire, l'Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan, les équipes de recherche française impliquées dans WaSAf ainsi que les populations de trois villages situés sur les bords de cette lagune.

La préparation de ce suivi participatif a reposé en premier lieu sur un travail de concertation mené avec les populations et les chefferies des trois villages qui étaient distribués sur le pourtour de la lagune. Une série de rencontres et focus groupes réalisés dans chaque village avec différentes catégories de populations (par genre, âge...) ont permis (i) d'évaluer quelle était leur perception vis-à-vis des proliférations de cyanobactéries, (ii) de

leur présenter les objectifs de l'étude et de discuter de la démarche participative proposée, (iii) de définir les modalités de la mise en place du suivi participatif auquel tout le monde était invité à participer et de choisir une personne sentinelle référente dans chaque village chargée de faire chaque semaine un rapport hebdomadaire sur l'état de la lagune et enfin (iv) de paramétrer et valider l'application smartphone proposée pour ce suivi participatif. Cette application reposait sur un petit questionnaire pour signaler par exemple un changement de la couleur de l'eau qui est un bon indicateur des proliférations de cyanobactéries. Elle permettait d'associer une photo géo-référencée à ce questionnaire.

Pendant la période d'expérimentation qui a duré deux ans, 443 rapports répartis tout autour de la lagune ont été déposés sur le site internet hébergeant l'application smartphone (voir Figure 13). Une proportion importante de ces données a été fournie par les personnes sentinelles qui ont tenu et même dépassé leurs engagements initiaux. Cette forte implication montre tout d'abord qu'il est possible de mobiliser les populations locales pour surveiller ces microorganismes. Par ailleurs, les données collectées par les citoyens se sont révélées cohérentes avec celles obtenues lors d'un suivi « classique » réalisé en parallèle par l'Institut Pasteur d'Abidjan (pics de



Figure 12. Préparation avec la population locale de la surveillance participative dans le village de Débarcadère.

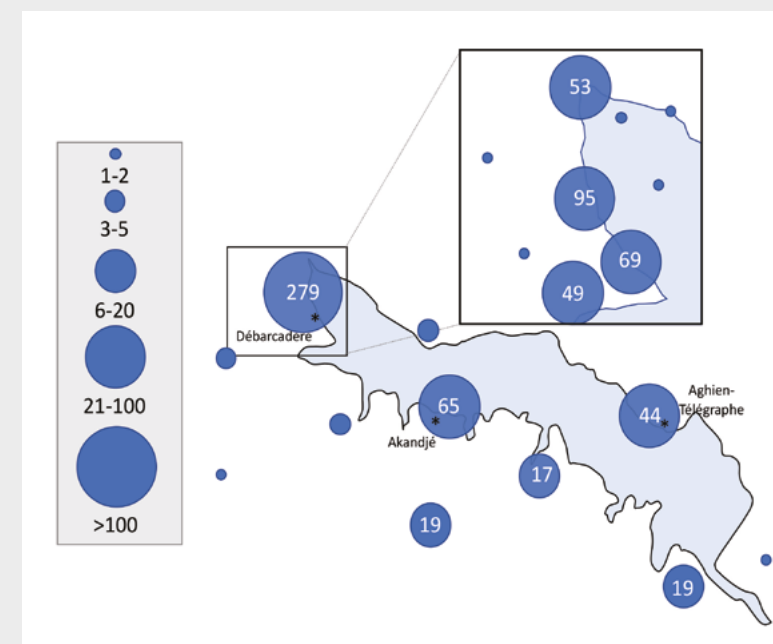


Figure 13. Cartographie de la localisation et du nombre de rapports réalisés avec l'application smartphone pendant le suivi participatif des cyanobactéries.

cyanobactéries observés par l'Institut Pasteur concomitant à l'augmentation du nombre de rapports des sentinelles signalant un changement dans la couleur de l'eau). Les résultats du suivi participatif ont fait l'objet de restitutions régulières des résultats dans les trois villages (sous forme de Bulletin de santé de la lagune), qui ont permis à ces populations de mieux connaître les causes et les conséquences des proliférations de cyanobactéries, notamment en termes de risques sanitaires, et plus globalement de la dégradation de la qualité du plan d'eau.

Ces travaux suggèrent que la surveillance citoyenne des cyanobactéries pourrait être complémentaire à une surveillance institutionnelle de ces microorganismes dans les pays en développement. Elle permettrait notamment de réduire les coûts de cette surveillance en agissant comme un système d'alerte précoce déclenchant des prélèvements pour des analyses en laboratoire. Ces travaux montrent aussi que, comme pour des suivis du même type, réalisés dans les pays développés, la question de l'articulation entre surveillance participative et surveillance institutionnelle est complexe, de même que celle de la pérennisation sur le long terme de ce type de suivis.

Pour en savoir plus :

Mitroi V., AhiK.C., Bulot P.Y., Tra F., Ahoutou K. M., Quiblier C., Koné M., Kalpy J.C., Humbert J.F. 2020. Can participatory approaches strengthen the monitoring of cyanobacterial blooms in developing countries? Results from a pilot study conducted in the Lagoon Aghien (Ivory Coast). *PLoS ONE* 15, e0238832.





Chapitre 4

CYANOBACTÉRIES ET PRODUCTION D'EAU POTABLE



Introduction

Les proliférations de cyanobactéries sont bien connues pour rendre la production d'eau potable plus complexe et plus coûteuse dans les écosystèmes aquatiques où elles surviennent. Elles imposent des contraintes tout au long des filières de production liées à certaines de leurs caractéristiques qu'il est nécessaire de prendre en compte pour les éliminer et produire une eau de bonne qualité.

Ainsi, les cyanobactéries ont une distribution très hétérogène dans les plans d'eau aussi bien au niveau horizontal que vertical. Elles peuvent par exemple s'accumuler dans certaines zones des plans d'eau sous l'effet des vents ou des courants, et/ou se concentrer à leur surface provoquant ainsi l'accumulation d'importantes quantités de matière organique sous forme dissoute et particulaire. Par ailleurs, certaines espèces possèdent des structures cellulaires nommées vésicules à gaz et/ou sont organisées en colonies, qui leur confèrent une très grande flottabilité.

Enfin, de nombreuses cyanobactéries produisent des toxines potentiellement dangereuses pour la santé humaine et/ou des molécules malodorantes donnant un goût et une odeur prononcés à l'eau traitée et distribuée. Pour toutes ces raisons, des points clés sont à considérer dans les filières de traitement des eaux confrontées aux cyanobactéries :

- 1. Le choix de la localisation et de la technologie de la prise d'eau*
- 2. La question de la préoxydation au début de la filière de traitement*
- 3. Les technologies utilisées pour l'étape de clarification des eaux*
- 4. La capacité d'élimination des cyanotoxines et des molécules malodorantes dissoutes dans l'eau*

Les propos dans ce chapitre sont focalisés sur les filières de traitement conventionnelles qui sont celles retrouvées le plus souvent dans les pays du Sud et notamment en Afrique intertropicale.

4.1. QUELLES LOCALISATION ET TECHNOLOGIE POUR LES PRISES D'EAU DES USINES DE TRAITEMENT ?

Comme précisé dans l'introduction, il est bien connu que la distribution spatiale des cyanobactéries est généralement très hétérogène dans les plans d'eau (voir également le chapitre 3). Il en résulte donc que, quelle que soit la technologie de traitement des eaux, l'emplacement de la prise d'eau des usines de traitement peut avoir une influence importante sur la biomasse des cyanobactéries entrant dans la filière de traitement. Il conviendra donc de ne pas positionner, dans la mesure du possible, de prises d'eau près de la rive située sous les vents dominants et de ne pas les implanter dans des baies peu ouvertes sur le plan d'eau principal car ces zones sont souvent propices au développement et/ou à l'accumulation des cyanobactéries. Ce phénomène par exemple est observé dans certaines baies du Lac Victoria (baie de Murchison et golfe Winam par exemple) où les concentrations en cyanobactéries sont bien plus fortes que dans la partie principale du lac.

Une autre dimension spatiale à prendre en compte dans la distribution des cyanobactéries est la dimension verticale. En fonction des espèces de cyanobactéries, des caractéristiques des plans d'eau et des conditions météorologiques, ces microorganismes peuvent en effet occuper des strates différentes dans la colonne d'eau. Il en résulte que la profondeur de la prise d'eau va également avoir une grande importance sur la quantité de cyanobactéries présente dans l'eau brute en entrée d'usine. C'est une des raisons qui conduisent les traiteurs d'eau à utiliser des technologies permettant de pomper l'eau à différentes hauteurs dans la colonne d'eau. Les prises d'eau à hauteur variable permettent ainsi

de prélever l'eau là où les concentrations en cyanobactéries sont les plus faibles. Il conviendra de prendre en compte dans le même temps, la distribution verticale des autres contaminants potentiels de l'eau (fer, manganèse, bactéries fécales...).

Enfin, lorsque cela est possible, il est recommandé, pour les plans d'eau connaissant de fortes proliférations de cyanobactéries, de réaliser une filtration par les berges. Dans ce cas, l'eau n'est pas pompée directement dans le plan d'eau mais dans un puit situé sur la rive du plan d'eau où elle s'accumule par infiltration. Cette méthode permet d'éliminer les cellules de cyanobactéries naturellement filtrées au cours du remplissage du puit et de réduire significativement les concentrations en cyanotoxines dissoutes dans l'eau.

4.2.

LA QUESTION DE LA PRÉ-OXYDATION EN ENTRÉE DE FILIÈRE DE TRAITEMENT

En France et dans de nombreux autres pays du Nord, il est désormais interdit de pratiquer une étape de pré-oxydation au chlore sur les eaux brutes en entrée d'usine.

La raison de cette interdiction est que des composés halogénés hautement toxiques (par exemple les trihalométhanes et les acides haloacétiques) sont formés dans les réactions intervenant entre le chlore libre et les composés organiques naturellement présents dans l'eau. Par ailleurs, s'agissant des cyanobactéries, la pré-oxydation de l'eau en entrée d'usine peut conduire à une lyse des cellules et en conséquence à la libération des cyanotoxines qu'elles contiennent et qui se retrouvent alors dans l'eau sous une forme dissoute, difficile à éliminer.

En Afrique intertropicale, la plupart des filières de traitement comportent cette étape de pré-oxydation au chlore ou au dioxyde de chlore pour oxyder le fer et le manganèse, améliorer la couleur de l'eau et quelque fois la coagulation. Par ailleurs cette méthode est peu coûteuse ce qui constitue un critère important. Sachant que les eaux brutes des écosystèmes aquatiques tropicaux sont souvent très riches en matière organique dont une partie résulte parfois des proliférations de cyanobactéries, il est à craindre que des sous-produits de désinfection soient formés, ces sous-produits étant rarement

recherchés dans les eaux distribuées. Pour limiter les dangers d'exposition des populations consommatrices de ces eaux à ces sous-produits, il conviendrait de les rechercher régulièrement dans l'eau traitée et de modifier la filière de traitement si leurs concentrations dépassent les seuils recommandés par l'OMS.

Enfin comme ces filières de potabilisation de l'eau sont souvent dépourvues de traitements d'affinage par filtration sur charbons actifs en grain, les cyanotoxines libérées par la lyse des cellules lors de l'étape de pré-oxydation ne sont pas éliminées, de même que leurs éventuels sous-produits de dégradation après l'étape finale de chloration de l'eau.

4.3.

IMPACT DES CYANOBACTÉRIES SUR LA CLARIFICATION DES EAUX DANS LES FILIÈRES CONVENTIONNELLES

La clarification des eaux comporte en général trois étapes (coagulation/floculation, décantation et filtration) qui peuvent être plus ou moins impactées par la présence de cyanobactéries :

- **La première étape de coagulation/floculation** peut être perturbée par les capacités de flottaison de certaines espèces de cyanobactéries. C'est pourquoi il est recommandé d'utiliser le **chlorure de polyaluminium** dans les plans d'eau connaissant des proliférations de cyanobactéries, notamment lorsqu'elles concernent les genres *Microcystis* et de *Dolichospermum* qui sont les plus fréquemment impliqués dans ces proliférations. Il faut cependant noter que dans certaines situations, en fonction du genre de cyanobactéries, de leur état physiologique et des caractéristiques de la matière organique qu'elles génèrent, cette utilisation de chlorure de polyaluminium pourra se révéler insuffisante pour éliminer de façon efficace, les cellules de cyanobactéries. Enfin, il faut veiller dans la mesure du possible à maintenir un pH dans l'eau supérieur à six pour éviter la lyse des cellules de cyanobactéries et la libération des cyanotoxines.

- **Le type de clarificateur/décanteur** est également important dans l'efficacité de la filière à éliminer les cellules de cyanobactéries. Par exemple, les décanteurs à lit de boue qui peuvent permettre d'éliminer jusqu'à 90% des cellules de cyanobactéries doivent être préférés aux décanteurs statiques. Par ailleurs, un point important à considérer pour limiter la lyse cellulaire et donc le relargage de cyanotoxines libres dans l'eau concerne le temps de résidence des boues dans les décanteurs qui devra être réduit le plus

possible. Enfin, il faut éviter en période de proliférations, le recyclage des surnageants de ces boues en tête de filière de traitement car ils peuvent contenir des cyanotoxines dissoutes.

- Une alternative à la sédimentation pour les espèces ayant un haut pouvoir de flottaison est la **flottation par air dissous** où des microbulles d'air sont relâchées depuis le fond du tank, provoquant ainsi une accumulation des floccs en surface qui peuvent être ensuite retirés. Cette approche ne peut cependant être appliquée si la turbidité de l'eau est très forte.
- Finalement, la **filtration sur sable** souvent pratiquée à la fin de l'étape de clarification est efficace pour éliminer les floccs restant mais l'est moins pour retenir les cellules de cyanobactéries isolées ou les filaments. Par ailleurs, la filtration peut provoquer la lyse des cellules et le relargage de cyanotoxines dans l'eau. En particulier, en période de prolifération de cyanobactéries, l'emploi de fortes doses d'agents coagulants et la présence de cellules de cyanobactéries dans l'eau peuvent rapidement conduire à un colmatage des filtres puis à une lyse des cellules. Il convient, dans ces conditions et pour éviter ce phénomène, de procéder à de fréquents retro-lavages des filtres.

Les proliférations de cyanobactéries sont finalement responsables, à l'issue de l'étape de clarification, d'une augmentation de la production de boues dans les stations de traitement en raison des grandes quantités de biomasse organique produite par ces microorganismes. Il sera nécessaire, lors de la conception de la l'usine de traitement, de prendre en compte

ces volumes importants de boues pendant les proliférations. En outre, il est connu que dans de nombreux pays en développement, la plupart des boues issues des filières de traitement de l'eau sont déversées directement dans les systèmes de drainage et dans les écosystèmes aquatiques environnants, ou sont éliminées

comme déchets dans des décharges après avoir été déshydratées. Ces pratiques représentent un danger potentiel d'exposition aux cyanotoxines pour les populations locales car les cellules de cyanobactéries sont capables de survivre plusieurs jours et/ou de libérer leurs toxines dans les boues.

4.4. LE TRAITEMENT DES CYANOTOXINES LIBRES DANS L'EAU

Dans les filières bien adaptées au traitement des cyanobactéries, les procédés d'élimination des cellules, sans provoquer leur lyse, permettent dans le même temps d'éliminer une grande partie des cyanotoxines.

Cependant, cette lyse peut survenir de façon naturelle en fin de période de prolifération ou après un traitement chimique du lac destiné à tuer les cyanobactéries, libérant ainsi les toxines qui peuvent entrer dans les filières de traitement si ces événements surviennent près de la prise d'eau. Par ailleurs, comme décrit précédemment, la lyse des cellules peut survenir à différentes étapes de la filière de traitement de l'eau. Il est donc nécessaire pour toutes les filières utilisant de l'eau prélevée dans des écosystèmes aquatiques connaissant des proliférations de cyanobactéries de pouvoir éliminer les cyanotoxines libres dans l'eau.

Dans ce but, différentes technologies basées sur des procédés chimiques ou physiques peuvent être utilisées :

- La nanofiltration et l'osmose inverse permettent par exemple d'enlever plus de 90% des microcystines et des anatoxines dans l'eau. Cependant, ces approches nécessitent une

très bonne efficacité de la filière de traitement pour éliminer en pré-traitement les cellules de cyanobactéries, sous peine d'un colmatage très rapide des membranes.

- En raison de leur coût bien moindre, l'adsorption des cyanotoxines sur du charbon actif est souvent recommandée. Il a été montré que l'utilisation d'un charbon actif en grain était d'un usage plus facile que celle d'un charbon actif en poudre qui demanderait différents dosages en fonction des cyanotoxines présentes et de leur concentration. Enfin, il apparaît que les charbons de bois semblent être plus efficaces que ceux fabriqués à base de houille.
- Des traitements d'oxydation peuvent être également utilisés pour détruire les cyanotoxines sachant que l'ozone est un agent oxydant efficace contre toutes les cyanotoxines, alors que le permanganate et le chlore ont des efficacités variables en fonction des toxines. Il doit être rappelé que l'utilisation de ces agents oxydants peut conduire à la formation de sous-produits de désinfection qui sont dangereux pour la santé humaine et qu'il conviendra donc de surveiller.

4.5. CONCLUSIONS

Il existe de nombreuses solutions techniques pour le traitement des eaux chargées en cyanobactéries. Le choix de ces solutions dépendra de la qualité de l'eau brute mais aussi des ressources financières disponibles, tant en termes d'investissement pour la construction de la filière, que pour son coût de fonctionnement. Cette question du coût de la production d'eau potable est très importante dans les pays du Sud car il a été bien montré que les populations locales cessaient d'utiliser l'eau traitée au-delà d'un certain prix, avec des conséquences importantes pour leur santé.

Les points d'attention majeurs pouvant être mentionnés sur les filières de traitement d'eau issue d'écosystèmes connaissant des proliférations de cyanobactéries dans les pays du Sud concernent :

- Le choix de la ressource utilisée et celui de la localisation de la prise d'eau qui ont une importance fondamentale dans la qualité de l'eau en entrée de filière.

- L'abandon de l'étape de préchloration car cette étape peut avoir des conséquences très importantes sur la qualité de l'eau produite et sur les dangers à consommer cette eau pour les populations locales.
- La gestion des quantités importantes de boues générées dans ces filières en période de prolifération et les dangers associés à ces boues.
- La mise en place de filières permettant d'éviter au maximum une lyse des cellules de cyanobactéries et donc la libération des cyanotoxines.
- Le nécessité de disposer d'un traitement final de l'eau pour éliminer les cyanotoxines libres dans l'eau.



EFFICACITÉ DES FILIÈRES DE TRAITEMENT DE L'EAU EN OUGANDA POUR ÉLIMINER LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES

Lors de travaux réalisés en Ouganda sur la Baie de Murchison et le Golfe Napoléon (Lac Victoria), une évaluation de l'efficacité des filières de production d'eau potable a été réalisée sur l'usine de Gaba III qui alimente en eau la ville de Kampala (Baie de Murchison) et sur celle de Walukuba qui alimente la ville de Jinja (Golfe Napoléon). Les deux usines comportent des filières classiques de traitement de l'eau en Afrique avec des étapes de coagulation, filtration rapide sur sable et chloration chimique. Les seules différences entre les deux filières concernent (i) la capacité de production d'eau, l'usine de Gaba III prélevant 4100 m3/heure d'eau brute et celle de Walukuba 880 m3/heure, (ii) l'existence d'une étape de pré-chloration de l'eau brute à Gaba III et (iii) un contrôle et réajustement du pH de l'eau traitée à Gaba III. L'échantillonnage

a été effectué aux différentes étapes du traitement de l'eau, i) dans l'eau du lac au niveau du point de captage, ii) dans l'eau brute au point d'entrée des usines, iii) après floculation et sédimentation, iv) après filtration sur sable, v) dans l'eau finale après chloration.

Les résultats de cette étude montrent que parmi les cyanotoxines recherchées, seules les microcystines ont été quantifiables dans les eaux brutes et dans les filières de traitement des eaux. Comme cela était attendu, les concentrations en microcystines étaient bien plus élevées dans la Baie de Murchison que dans le Golfe Napoléon, avec des concentrations en microcystines intracellulaires pouvant atteindre 3,6 µg/L dans l'eau brute en entrée de l'usine GABA III et aux limites de la quantification à l'usine de Walukuba. Ces toxines intracellulaires n'ont pas été détectées dans les autres étapes des filières, ce qui indique soit une bonne élimination des cellules de cyanobactéries, soit une lyse de ces cellules entraînant la libération des microcystines sous forme libres et dissoutes dans l'eau.

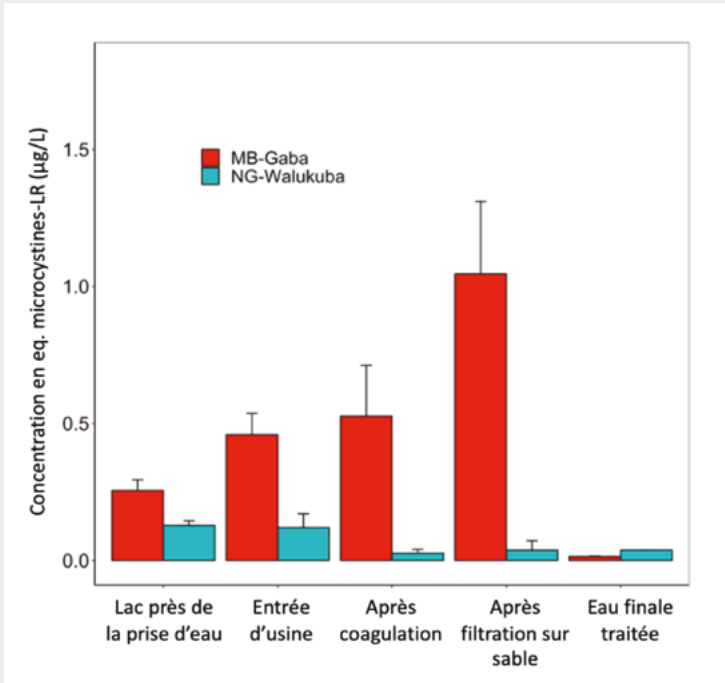


Figure 14. Concentrations en microcystines libres dans l'eau au cours du procédé de traitement de l'eau dans les deux usines étudiées.



La recherche des microcystines dissoutes dans l'eau a montré (voir Figure 14) pour l'usine de Gaba III, une augmentation de leurs concentrations depuis l'entrée de l'usine jusqu'à la filtration sur sable, avant d'observer une diminution drastique après la chloration finale des eaux. Cette augmentation suggère qu'une lyse des cellules de cyanobactéries survient au cours du traitement de l'eau dans l'usine de Gaba III qui est la plus touchée par les cyanobactéries en raison de l'hyper-eutrophisation de la Baie de Murchison. La disparition des microcystines après la chloration finale pose la question de la présence éventuelle de sous-produits de dégradation de ces microcystines dans l'eau traitée qu'il conviendrait de rechercher.

Dans l'usine de Walukuba où les concentrations intracellulaires de microcystines étaient beaucoup moins élevées qu'à Gaba III en entrée d'usine, les concentrations de ces toxines libres dans l'eau diminuent après la première phase du traitement (coagulation) puis elles restent stables jusqu'à la fin de la filière de traitement. Les très faibles concentrations de cyanobactéries lors de l'étude ne permettent pas d'évaluer quelles seraient les performances de la filière en cas de prolifération massive de cyanobactéries.

Pour en savoir plus :
Une publication est actuellement en préparation.





Chapitre 5

STRATÉGIES DE CONTRÔLE DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LES PLANS D'EAU



Introduction

Les proliférations de cyanobactéries surviennent dans des écosystèmes aquatiques trop riches en nutriments (phosphore et azote) et elles ont de multiples impacts sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes de même que sur les usages qui en sont faits. En particulier, en raison de leurs capacités à produire des toxines, les proliférations de cyanobactéries perturbent la production d'eau potable ainsi que les activités récréatives, en particulier la baignade. Pour ces raisons, les gestionnaires des plans d'eau touchés par ces phénomènes mettent en place des stratégies pour tenter de lutter contre les cyanobactéries. Deux grands types de stratégies sont utilisées pour contrôler les proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau :

- Le premier type se rapporte au contrôle des nutriments dans les écosystèmes aquatiques afin de limiter la croissance de ces microorganismes et donc d'éviter qu'ils prolifèrent.

- Le second type se rapporte à l'emploi de solutions curatives destinées à tuer rapidement les cyanobactéries sans s'attaquer aux causes de ces proliférations.

Ces deux stratégies sont souvent présentées comme étant complémentaires mais nous verrons qu'en fait, elles rentrent fréquemment en concurrence, ne serait-ce qu'au niveau de leur financement.

5.1. LE CONTRÔLE DURABLE DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES PAR LA RÉDUCTION DE LA CHARGE EN NUTRIMENTS DES PLANS D'EAU

Sachant que les proliférations de cyanobactéries surviennent très majoritairement dans les écosystèmes lenticques eutrophes, la lutte contre ces proliférations repose sur une lutte contre l'eutrophisation des plans d'eau. Pour ce faire, trois grands types d'actions complémentaires sont généralement engagées (Figure 15).

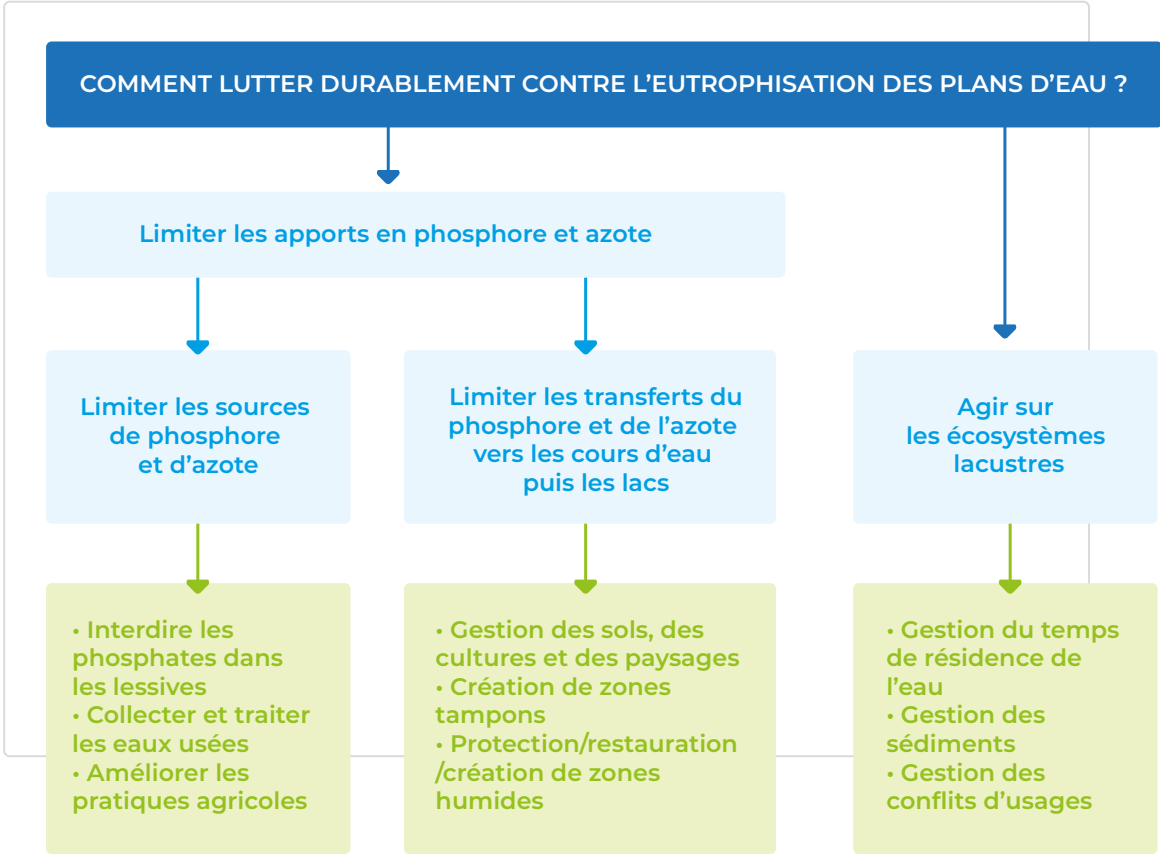


Figure 15. Différents types de stratégies utilisées pour lutter durablement contre l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques

Le premier type d’actions consiste à limiter les sources potentielles de phosphore et d’azote pouvant contaminer les écosystèmes aquatiques.

En Europe et en Amérique du Nord, il a été montré que les principales sources de nutriments sont les rejets domestiques et industriels pour le phosphore et les activités agricoles pour l’azote. C’est pourquoi la lutte contre la pollution pour le phosphore dans ces pays a reposé sur l’interdiction des phosphates dans les lessives et sur l’amélioration de la collecte puis du traitement des eaux usées et notamment de leur déphosphatation. En parallèle, pour limiter les quantités d’azote pouvant potentiellement contaminer les écosystèmes aquatiques, les actions se sont plus concentrées sur les pratiques agricoles et en particulier sur l’utilisation des fertilisants de synthèse et sur l’épandage des déjections animales (lisier et fumier). Si dans les pays du Nord, la lutte contre la pollution par le phosphore s’est révélée efficace comme l’illustre la diminution des concentrations de cet élément dans de nombreux écosystèmes aquatiques au cours des dernières décennies, en revanche la lutte contre l’azote a été moins efficace même si on constate dans certains pays européens une diminution de l’utilisation d’engrais de synthèse azotés. Dans le même temps, cette utilisation a considérablement augmenté en Asie.

Sur le continent Africain, la quasi absence de collecte et de traitement des eaux usées dans la plupart des agglomérations de la zone intertropicale est une source importante de pollution pour les écosystèmes aquatiques. Il a par exemple été bien montré lors du programme WaSAf, que certaines baies du Lac Victoria localisées à proximité de grandes villes (par exemple Kampala sur la Baie de Murchison en Ouganda ou Kisumu sur le Golfe Winam au Kenya) connaissent une sur-pollution en phosphore de leurs eaux et des proliférations de cyanobactéries très importantes, notamment en raison des rejets domestiques non traités. De même, il a été montré en Côte d’Ivoire que des quartiers périphériques de l’agglomération d’Abidjan contribuent d’une façon très importante,

pendant la saison des pluies, à l’enrichissement en phosphore et en azote d’une rivière qui se déverse dans une lagune d’eau douce située au nord de la ville, la Lagune Aghien. Concernant l’azote, l’utilisation des engrais azotés est encore bien moindre en Afrique intertropicale comparée au reste du monde mais on peut craindre qu’une intensification de l’agriculture s’accompagne, à l’avenir, d’une hausse de la fertilisation des cultures par l’azote et de la pollution des cours d’eau et des lacs par cet élément comme cela s’observe actuellement en Asie.

Le second type d’actions consiste à limiter le transfert du phosphore et de l’azote des bassins versants jusqu’aux rivières puis aux plans d’eau récepteurs.

Les actions mises en place dans ce cadre consistent tout d’abord à faire en sorte que le phosphore et l’azote utilisés en agriculture soient utilisés au mieux par les plantes cultivées en ayant par exemple des bonnes pratiques d’épandage d’engrais naturels ou de synthèse permettant entre autres que les excédents soient minimisés et restent piégés dans les sols des parcelles cultivées. Deux des processus majeurs de transfert des nutriments vers les cours d’eau concerne l’érosion et le lessivage des sols qui surviennent lors d’événements importants de précipitations. Pour limiter ces processus, les solutions existantes reposent sur des mesures telles que la mise en place d’une gestion de la couverture des sols permettant d’éviter de les laisser à nu lors de périodes critiques et sur des mesures de création ou de restauration de certaines structures paysagères (à l’exemple du bocage) qui permettent de modifier les chemins de l’eau et ainsi de favoriser l’infiltration de l’eau en comparaison de ce qui se passe dans des paysages uniformes. Par ailleurs, dans les zones cultivées, des mesures peuvent être prises pour protéger ces rivières, telles que la création de zones tampons à leur proximité immédiate. Ces zones qui seront toujours végétalisées (cultivées ou naturelles) joueront un rôle de filtre entre les écoulements chargés en nutriments provenant des cultures et les écosystèmes aquatiques. Enfin, dans les zones d’élevage, il est nécessaire

de limiter l’accès direct des animaux aux rivières et aux plans d’eau en installant par exemple des abreuvoirs, ce qui permettra de réduire les phénomènes érosifs liés au piétinement de ces animaux et l’enrichissement des eaux en matière organique par leurs déjections.

La protection et/ou la restauration des zones humides est également importante pour limiter les flux de nutriments vers les plans d’eau. Les zones humides sont en effet capables de piéger le phosphore particulaire et de diminuer les concentrations en azote dans l’eau par un processus microbien, la dénitrification⁶. Par ailleurs, la biomasse végétale générée dans ces écosystèmes utilise les éléments nutritifs dissous pour son développement et contribue ainsi à abaisser les concentrations de ces éléments dans l’eau. Dans les pays du Nord, outre la protection et la restauration des zones humides existantes, la création de zones humides/lagunes artificielles est également testée comme un des outils de lutte contre l’eutrophisation. Peu de données sont disponibles en Afrique mais il est admis que pour le Lac Victoria, les atteintes causées aux très vastes zones humides à papyrus présentes au niveau des estuaires de nombreuses rivières alimentant ce lac, ont contribué à la dégradation de la qualité de son eau et aux proliférations de cyanobactéries fréquentes dans ce vaste écosystème.

Le troisième type d’actions pouvant être entreprises pour réduire les proliférations de cyanobactéries concernent les actions mises en place directement sur les plans d’eau.

Ainsi, dans certains plans d’eau de petite taille connectés à une rivière, la diminution du temps de résidence de l’eau dans ces écosystèmes peut permettre de limiter les proliférations de cyanobactéries par le renouvellement accéléré de leurs eaux. Ceci peut être réalisé dans des petits plans d’eau en les reconnectant au réseau hydrographique. Par ailleurs, il est bien connu que les sédiments contiennent des quantités de phosphore importantes issues de

la sédimentation du phosphore particulaire, qu’il soit organique ou minéral. Dans certaines conditions environnementales (conditions d’anoxie), ce phosphore peut être relargué sous une forme biodisponible dans l’eau et entretenir ou renforcer les proliférations de cyanobactéries. Pour limiter ces phénomènes, des expériences consistant à draguer les sédiments ont été entreprises avec des succès contrastés dans des plans d’eau de taille modérée. Par ailleurs, également pour des plans d’eau de petite taille, une aération des eaux par le fond peut permettre de limiter l’anoxie des couches profondes et donc le relargage du phosphore. Enfin, il existe sur le marché des produits à base d’argile notamment, permettant de piéger le phosphore dans la colonne d’eau et par sédimentation de le transférer à la surface des sédiments. L’efficacité de ces solutions fait l’objet de débats de même que leur caractère durable. Par ailleurs, ce type d’actions n’a de sens que s’il s’accompagne d’une réduction des flux de nutriments entrant dans l’écosystème.

Un autre volet d’actions concerne la gestion des usages qui sont faits des plans d’eau.

En effet, il a été montré que certains usages pouvaient participer à l’enrichissement en nutriments des écosystèmes à l’exemple de l’abreuvement direct des animaux cité précédemment dans ce chapitre ou de certaines pratiques de pêche. Ainsi en France, l’amorçage massif pratiqué dans certains étangs par les pêcheurs de carpes peut contribuer très significativement à leur eutrophisation et donc aux proliférations de cyanobactéries. Plus globalement, la multiplication des usages des plans d’eau, et les conflits qui surviennent entre les usages, n’est pas sans risque pour les écosystèmes et doit donc être considérée dans le cadre de la mise en place d’une gestion durable des plans d’eau.

Les actions destinées à contrôler sur le long terme les flux de nutriments afin de limiter le développement des cyanobactéries sont souvent longues à mettre en place (du diagnostic initial

6- Dénitrification : Processus microbien qui va conduire, après différentes étapes, à la réduction des nitrates présents dans l’eau ou les sédiments en diazote (N₂) qui va s’échapper des eaux vers l’atmosphère, ce qui va donc conduire à une diminution des concentrations en azote dans l’eau.

jusqu'à finalisation de ces actions) et donnent rarement des résultats rapides en termes de diminution des proliférations de cyanobactéries. Plusieurs raisons permettent de comprendre cela :

- La première est que, pour les plans d'eau ayant un grand volume, le temps de résidence de l'eau peut être très long (par exemple 6 mois pour le lac de Guiers au Sénégal, 15 ans pour le Lac Léman ; 330 ans pour le Lac Baïkal ; 5500 ans pour le Lac Tanganyika), ce qui aura une influence directe sur le temps que prendra la qualité de l'eau dans le lac à s'améliorer grâce aux actions prises pour réduire les flux de nutriments.
- La seconde est que dans les systèmes très riches en nutriments (écosystèmes eutrophes à hypereutrophes), une diminution, même importante, des concentrations en nutriments peut être insuffisante pour atteindre le seuil où ces nutriments deviennent limitants pour la croissance des cyanobactéries (et du phytoplancton en général) et donc pour observer un effet visible des actions qui ont été prises.
- La troisième est qu'il existe dans la plupart des plans d'eau un stock important de phosphore dans les sédiments qui peut soutenir la production primaire et donc les proliférations de cyanobactéries, même si les flux de nutriments apportés par les tributaires alimentant ces plans d'eau diminuent. La diminution de ce stock dépendra du temps de résidence de l'eau et de la quantité et la qualité de ses sédiments.
- La quatrième est que les changements climatiques viennent contrebalancer les effets d'une réduction des flux de nutriments. Dans le Lac Erié au nord des USA par exemple, les événements de précipitations extrêmes qui surviennent au printemps se traduisent par des arrivées massives de nutriments dans ce lac qui connaît de nouveau des proliférations de cyanobactéries alors qu'elles avaient considérablement diminué au début des années 2000.

Dans les petits plans d'eau ayant un bassin versant d'une surface limitée et/ou qui sont soumis à des pollutions ponctuelles, la disparition des proliférations peut survenir rapidement. Ainsi par exemple, dans un petit plan d'eau situé en région Île de France qui connaissait des proliférations continues d'une espèce de cyanobactéries, *Planktothrix agardhii*, la dérivation hors du plan d'eau d'un collecteur d'eau pluviale provenant d'une zone urbaine a été suivie quelques mois plus tard par la disparition des cyanobactéries. Dans les grands lacs de l'arc Alpin (Bourget, Léman, Lac Majeur...) ainsi que dans les grands lacs du nord des USA, il a été possible grâce à des plans d'actions qui ont duré plus de vingt ans, d'obtenir une réduction très importante des concentrations en phosphore dans ces écosystèmes et ainsi de limiter drastiquement les proliférations de cyanobactéries.

En complément à ces approches destinées à réduire la charge en nutriments des plans d'eau, il a été montré que des manipulations biologiques peuvent contribuer à faire basculer des plans d'eau dominés par les cyanobactéries vers des plans d'eau dominés par d'autres espèces de la communauté phytoplanctonique ne produisant pas de toxines. En particulier, la manipulation des communautés piscicoles (retrait des espèces fouisseuses des sédiments et/ou des poissons zooplanctonophages) peut se révéler très efficace dans certains plans d'eau peu profonds. Par ailleurs des travaux sont actuellement menés pour tenter de cultiver à large échelle des macroalgues dans des parcs, ce qui permettrait d'abaisser les charges en nutriments si la biomasse cultivée est exportée du plan d'eau. Ces approches de biomanipulation sont encore très complexes à mettre en œuvre et elles donnent des résultats contrastés. Par ailleurs, comme pour d'autres approches, elles n'ont de sens que si elles sont réalisées en complément d'une stratégie plus globale visant à réduire les flux de nutriments arrivant dans les plans d'eau.

5.2. QUE PENSER DES SOLUTIONS CURATIVES UTILISÉES POUR ÉLIMINER LES CYANOBACTÉRIES ?

Depuis une vingtaine d'années, un marché important s'est développé autour de solutions destinées à éliminer rapidement les cyanobactéries d'un plan d'eau dans le but de maintenir certains usages tels la production d'eau potable ou la baignade.

Ces solutions reposent sur (i) l'emploi de molécules algicides ou bactéricides qui sont censés tuer les cyanobactéries, telles que le sulfate de cuivre (CuSO_4) ou le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), (ii) des procédés physiques tels que les appareils générant des ultrasons ou des procédés générant des bulles depuis le fond des plans d'eau ou en surface grâce à des aérateurs, dans le but de mélanger leur colonne d'eau. Outre une limitation de l'anoxie et du relargage de phosphore depuis les sédiments, ce mélange empêche la mise en place d'une stratification thermique de la colonne d'eau favorable aux cyanobactéries et peut ainsi limiter leur développement et (iii) l'utilisation de molécules naturelles telles que des substances allélopathiques produites par d'autres organismes qui sont censées inhiber la croissance des cyanobactéries.

L'emploi de ces solutions curatives à court terme fait l'objet de nombreux débats au sein de la communauté scientifique mais aussi entre les scientifiques, les usagers des plans d'eau et les gestionnaires de ces écosystèmes. Ces derniers sont soumis à de fortes pressions de la part des usagers pour mettre en place des mesures permettant de maintenir les usages.

C'est pourquoi nombre d'entre eux se tournent vers ces solutions curatives plutôt que sur un contrôle des flux de nutriments pour limiter la production primaire et donc les proliférations de cyanobactéries. Les principales critiques adressées par les scientifiques aux méthodes curatives sont les suivantes :

1. L'efficacité des méthodes curatives est souvent très limitée à l'exemple de l'utilisation des ultrasons dont il a été montré qu'ils ne permettraient pas, en conditions réelles d'utilisation, un contrôle des proliférations de cyanobactéries. Pour nombre de ces méthodes, il a été constaté que l'évaluation de leur efficacité était déficiente voire quasiment inexistante pour certaines d'entre elles. L'inefficacité de ces solutions conduit souvent les gestionnaires des plans d'eau à tester ces approches les unes après les autres comme cela s'observe fréquemment en France.
2. Lorsque ces approches tuent les cyanobactéries, à l'exemple du sulfate de cuivre ou du peroxyde d'hydrogène, elles ont dans le même temps des impacts sur d'autres micro- et macroorganismes dont les effets ne font l'objet que d'évaluations très partielles à court et moyen termes, et presque toujours inexistantes sur le long terme. Ces solutions constituent donc une source de stress supplémentaire pour des écosystèmes qui sont déjà fortement perturbés dans leur fonctionnement par l'eutrophisation.

3. Une mauvaise application de ces méthodes peut avoir des conséquences importantes en termes d'exposition potentielle aux cyanotoxines des populations humaines. Ainsi, en France, il est interdit d'appliquer le sulfate de cuivre pendant une prolifération de cyanobactéries en raison du risque d'un relargage important de cyanotoxines dans l'eau qui survient après la lyse de leurs cellules. Or, il a été observé dans de nombreux écosystèmes que cette recommandation n'était que partiellement respectée.

4. Les traitements curatifs coûtent chers car ils doivent être répétés chaque année et souvent plusieurs fois par an. Ils entrent donc en concurrence directe pour les budgets avec la mise en œuvre de mesures sur le long terme destinées à combattre l'eutrophisation.

Ces approches curatives sont jusqu'ici surtout utilisées dans les pays du Nord et dans quelques pays d'Asie. Contrairement aux arguments des sociétés qui les commercialisent, elles ne constituent ni une alternative, ni un complément à un contrôle durable des proliférations de cyanobactéries basées sur la maîtrise des flux de nutriments. Il serait extrêmement dangereux dans les pays du Sud et notamment en Afrique intertropicale, que les gestionnaires s'engagent sur de telles mesures pour toutes les raisons évoquées ci-dessus.



5.3. CONCLUSIONS

Dans un contexte de tension toujours plus important autour des ressources en eaux en raison de la demande croissante liée à l'augmentation de la population humaine, la lutte contre l'eutrophisation et les proliférations de cyanobactéries associées doit être une préoccupation majeure pour les pays du Sud pour deux raisons essentielles.

La première est que nombre d'habitants dans ces pays utilisent l'eau des plans d'eau sans traitement et se trouvent donc exposés aux toxines produites par les cyanobactéries. La seconde est que les cyanobactéries rendent la production d'eau potable plus complexe et coûteuse ce qui peut avoir des conséquences pour les populations les plus pauvres qui se tournent alors vers des sources d'approvisionnement non sécurisées. Comme nous l'avons montré dans ce chapitre, le seul contrôle durable de ces proliférations de cyanobactéries repose sur le contrôle des apports en nutriments dans les plans d'eau, en particulier en phosphore. Les mesures à mettre en œuvre sont souvent

multiples et leurs effets prendra, dans certains écosystèmes, beaucoup de temps avant de se faire sentir. Pour toutes ces raisons, il est important, lors de la mise en œuvre d'une stratégie de lutte contre l'eutrophisation et les cyanobactéries, d'impliquer dans ce processus l'ensemble des acteurs concernés par cette question, en particulier les populations qui habitent à proximité des écosystèmes, que ce soient parce qu'ils participent à la dégradation de la qualité de l'eau par leurs activités ou parce qu'ils sont utilisateurs de ces écosystèmes et qu'ils sont donc exposés aux cyanotoxines.

INFORMATION ET SENSIBILISATION DES POPULATIONS LOCALES À LA QUESTION DE L'EUTROPHISATION ET DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES

Dans le cadre de nos activités menées lors du programme WaSAf, diverses actions ont été mises en place pour sensibiliser les populations locales à la question de l'eutrophisation et de ses conséquences en termes de proliférations de cyanobactéries. Les entretiens et les focus groupes réalisés auprès des populations vivant au bord du Lac de Guiers (Sénégal) et de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire) ont en effet révélé que pour le lac de Guiers, la principale menace identifiée par les utilisateurs de ce lac et par les institutions en charge de sa gestion, concernait la pollution des eaux par les pesticides. Pourtant, une étude réalisée dans le cadre du programme WaSAf montrait que les niveaux de contamination par ces molécules étaient très faibles dans le lac et dans ses sédiments. Dans le même temps, l'eutrophisation n'était pas citée comme étant une menace alors que les populations locales se plaignent des proliférations de végétaux aquatiques qui gênent leurs activités et que la compagnie en charge de la production d'eau potable a récemment apporté des modifications à sa nouvelle usine de traitement de l'eau en raison d'une prolifération de cyanobactéries observée au moment de la construction de cette

usine. De la même façon, l'eutrophisation n'est pas perçue comme une pollution et une menace par les habitants de la lagune Aghien. Les périodes où l'eau est verte sont mêmes associées à une abondance plus grande de poissons, et les seuls effets négatifs perçus qui soient associés à ces périodes d'eaux vertes concernent des irritations de la peau et des muqueuses constatées lors de baignades, et liées aux toxines irritantes que les cyanobactéries peuvent en effet produire. L'eutrophisation et les proliférations de cyanobactéries ne sont donc pas considérées comme un problème majeur pour ces deux plans d'eau par les populations vivant sur leur pourtour. Par ailleurs, les institutions en charge de la gestion et de la conservation de ces milieux ne disposent pas de données ou de capacités pour réaliser un suivi des cyanobactéries (et plus globalement de l'eutrophisation) et elles ignorent également les risques encourus à court, moyen et long termes.

C'est la raison pour laquelle nous avons mené, dans le cadre du programme WaSAf, diverses actions pour sensibiliser les populations locales aux causes et aux

conséquences de l'eutrophisation sur le fonctionnement des écosystèmes lacustres et aux risques sanitaires associés aux proliférations de cyanobactéries (voir Figure 16 par exemple). En Côte d'Ivoire, deux types d'actions ont été menées :

- La première a été réalisée dans le cadre de la surveillance participative des cyanobactéries mise en place dans la lagune Aghien (voir Encadré sur les sciences participatives dans le Chapitre Surveillance). La préparation puis le suivi de cette surveillance dans les trois villages ayant participé à cette action, ont permis de discuter avec les populations locales de l'origine des polluants provoquant l'eutrophisation de la lagune et de la contribution de ces populations à cette pollution. Par ailleurs, les risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries ont été bien décrits lors de ces réunions, en insistant notamment sur l'exposition des enfants aux cyanotoxines sachant que ces derniers passent beaucoup de temps dans l'eau.
- La seconde a été réalisée lors des expérimentations en mésocosmes menées dans deux villages de la lagune. Nous avons en effet informé les populations locales de ces expérimentations et mené en parallèle une action de sensibilisation dans l'école de ces deux villages à la pollution de la lagune (Figure 17). Cette action reposait sur une expérimentation du même type que celles réalisées en mésocosmes, mais dans des boîtes de cultures. Ainsi, les élèves pouvaient observer et mesurer chaque jour l'évolution de la couleur de l'eau dans ces boîtes et observer au microscope le phytoplancton, ce qui leur permettait de visualiser concrètement l'effet des polluants. À l'issue de ces actions (mésocosmes et



Figure 17. Action éducative auprès des enfants de l'école de Aghien-Télégraphe (Côte d'Ivoire)

actions dans les écoles), des restitutions des résultats ont été organisées dans les deux villages, ce qui a permis de débattre avec les populations de la question des proliférations de cyanobactéries et des risques sanitaires potentiellement associés à ces phénomènes.

Ces actions de sensibilisation et d'éducation dans les écoles sont nécessaires dans les pays du Sud où des savoirs locaux importants existent dans les populations vivant au bord des plans d'eau mais où également la compréhension plus globale de l'impact relatif des différentes pressions qui s'exercent sur ces écosystèmes reste encore très parcellaire. L'enthousiasme rencontré dans les classes où ont été menées ces expérimentations et dans les populations impliquées dans la surveillance participative des cyanobactéries montrent que ces populations sont très attachées à leur environnement et prêtes à se mobiliser pour le protéger. Il est donc fondamental que ces populations soient impliquées le plus possible dans les actions qui se mettent en place actuellement pour établir une surveillance pérenne de ces écosystèmes et pour améliorer leur gestion.



Figure 16. Réunion d'information et de concertation avec la population du village de Débarcadère (Côte d'Ivoire).





Chapitre 6

GESTION DES RISQUES LIÉS AUX CYANOTOXINES POUR LES POPULATIONS HUMAINES

Introduction

Même s'il n'existe pas de règles générales universellement applicables pour gérer les problèmes causés par les proliférations de cyanobactéries sur les différents usages qui peuvent être faits des plans d'eau (production d'eau potable, activités récréatives, pêche...) et pour limiter les risques associés à ces proliférations pour les populations humaines et animales, il est tout de même possible de définir un schéma général des actions pouvant être menées pour améliorer la gestion de ces phénomènes.

Ce schéma général (Figure 18) repose sur des actions qui peuvent être menées, allant de mesures sur les bassins versants des plans d'eau jusqu'à la gestion des usages de l'eau. Elles ont pour but de (i) protéger et/ou restaurer la qualité de l'eau dans les ressources de surface pour lutter durablement contre les proliférations de cyanobactéries, (ii) surveiller les proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau concernés par ces phénomènes et déterminer

si des mesures peuvent être prises pour limiter leur développement, (iii) optimiser les filières de traitement de l'eau, du pompage de l'eau dans le lac jusqu'à la fourniture d'eau potable, pour limiter au mieux les contaminations par les cellules de cyanobactéries ou/et leurs toxines dans l'eau distribuée et enfin (iv) informer les usagers des plans d'eau des niveaux de dangers en cas de proliférations et gérer les pratiques et usages pour limiter au mieux l'exposition des populations aux cyanotoxines. Certaines de ces actions ont déjà été développées dans les chapitres précédents, celles relatives aux usages de l'eau seront présentées dans le présent chapitre.

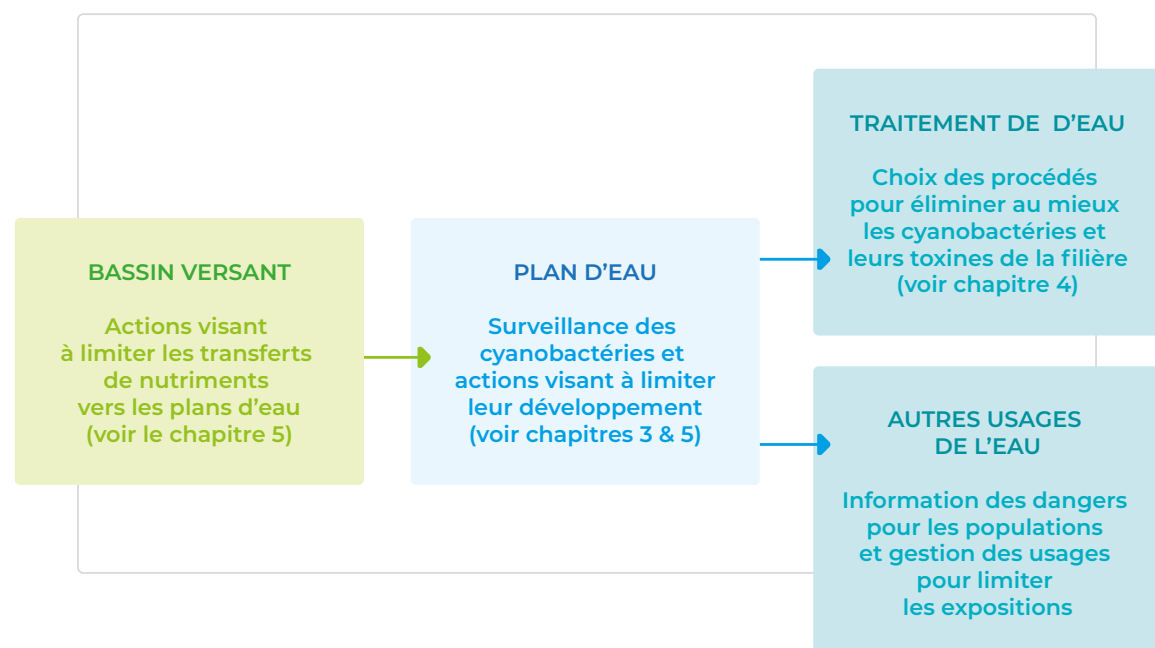


Figure 18. Différentes actions pouvant être menées dans le cadre de la mise en place de plans de gestion des cyanobactéries.

6.1. SURVEILLER LES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES POUR LIMITER LES EXPOSITIONS À LEURS TOXINES

La surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines est absolument nécessaire dans tous les plans d'eau utilisés par l'homme ou les animaux si on veut limiter les risques potentiels d'intoxication via ces toxines.

Les grandes lignes de la mise en œuvre de cette surveillance sont décrites dans le chapitre 3. La surveillance doit en premier lieu concerner la ressource elle-même pour détecter les premiers signes de prolifération afin de pouvoir anticiper les problèmes qui surviendront plus tard dans les unités de production d'eau potable ou pour certaines activités récréatives telles que la baignade. En complément de la surveillance générale de la ressource, il sera également nécessaire de surveiller spécifiquement certaines zones à l'exemple (i) de celles où sont réalisés les pompages d'eau alimentant les unités de production ou (ii) des zones de baignade. Un chapitre de cet ouvrage (chapitre 3) est consacré à la mise en place de cette surveillance mais quelques principes de base sont rappelés dans la Figure 19.

Bien avant de débuter la surveillance d'une ressource en eau, il est indispensable de travailler, en synergie avec l'ensemble des acteurs concernés par cette surveillance, de ses objectifs spécifiques détaillés car la stratégie d'échantillonnage, le choix des variables suivies et celui des méthodes d'analyse vont

totalement dépendre de ces objectifs. Pour ce faire, il sera nécessaire de rechercher les données déjà disponibles sur l'écosystème visé par la surveillance pour établir un premier bilan de son état. A cette étape, il conviendra également de s'interroger sur les procédures d'assurance qualité qui seront mises en œuvre pour permettre de garantir un niveau de qualité dans les travaux réalisés.

Une fois ces choix réalisés, il sera nécessaire d'identifier les compétences et le matériel nécessaires à la réalisation de la surveillance, ce qui conduira les acteurs de cette surveillance à définir s'il sont en capacité de réaliser toutes les analyses ou si des prestataires externes devront être sollicités. Il sera nécessaire de former les personnels qui auront la charge de réaliser la surveillance. Par ailleurs, tous les protocoles devront être décrits en détail pour s'assurer de la pérennité de la surveillance et de l'homogénéité des protocoles, même si les personnels devaient changer pendant le suivi.

En suivant ces protocoles, la collecte des données sera réalisée (de l'échantillonnage initial de l'eau jusqu'aux analyses en laboratoire) et les données obtenues devront être validées par l'opérateur responsable de l'échantillonnage et du traitement des échantillons avant d'être sauvegardées dans la base de données pour stockage. La gestion de cette base de données

devra être confiée à une personne clairement identifiée. Par ailleurs, les règles d'accès puis d'usage de ces données devront être définies avec précision aussi bien pour tous les acteurs impliqués dans la surveillance que pour des demandes qui pourraient être faites en externe.

Enfin, l'entité responsable de la surveillance devra s'engager à faire un rapport annuel qui sera mis à disposition du public, pour présenter les résultats de la surveillance.

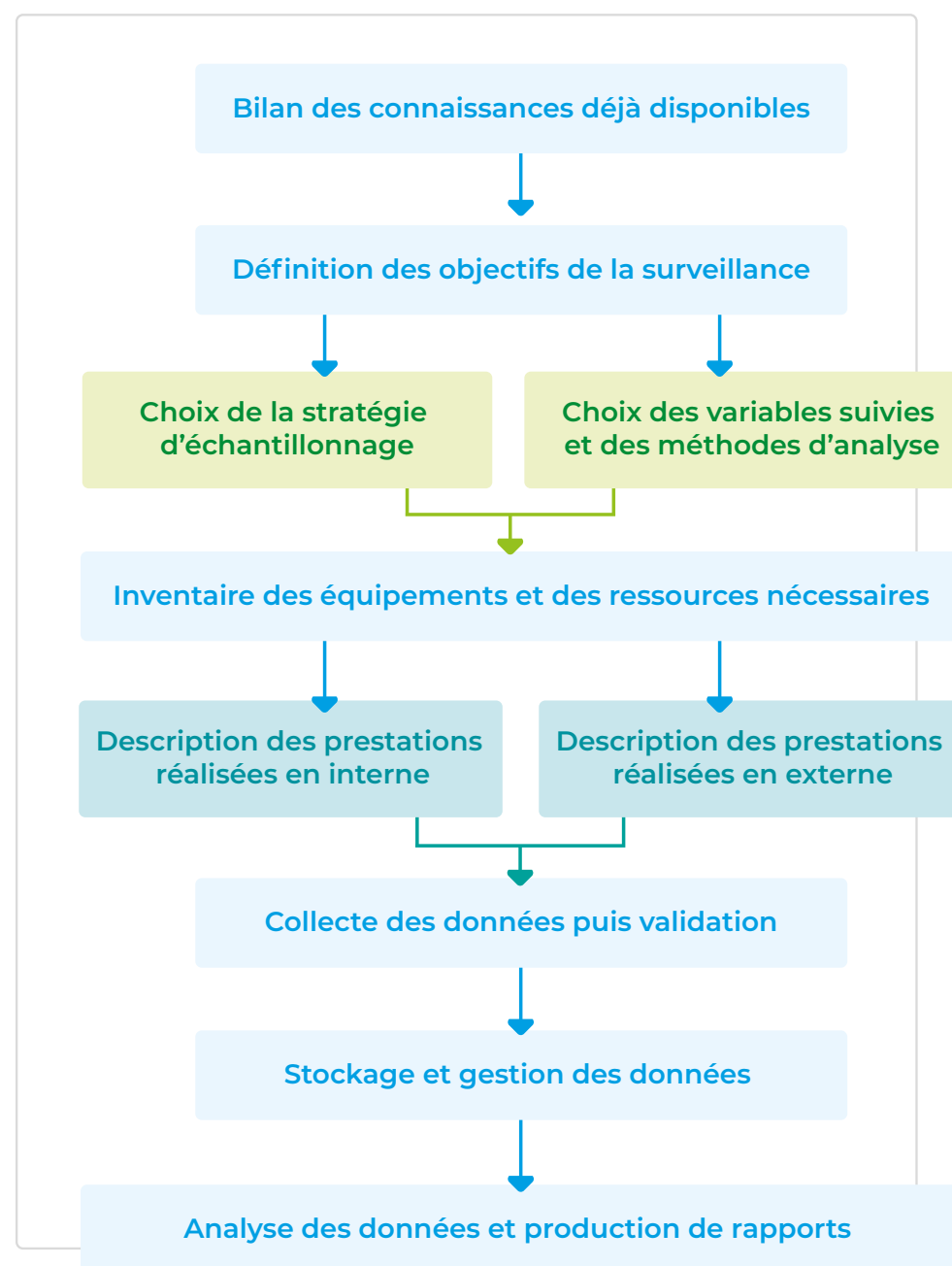


Figure 19. Différentes étapes dans la mise en place d'un protocole de surveillance des cyanobactéries.

6.2. GÉRER LES RISQUES ASSOCIÉS AUX CYANOBACTÉRIES ET À LEURS TOXINES

La surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines est absolument nécessaire dans tous les plans d'eau utilisés par l'homme ou les animaux si on veut limiter les risques potentiels d'intoxication via ces toxines.

Pour limiter l'exposition des populations humaines aux cyanotoxines, les autorités sanitaires de très nombreux pays ont défini des organigrammes décisionnels basés sur des comptages de cyanobactéries (et/ou des mesures de biovolumes/biomasses) et sur des mesures de concentrations en toxines. Ces organigrammes qui sont différents pour la gestion des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) et pour les eaux récréatives, permettent de définir, sur la base des mesures réalisées lors de la surveillance, des niveaux d'alerte qui déclenchent des actions de gestion de la part des décideurs.

Deux exemples de ces organigrammes sont présentés ci-dessous. Ils ont été proposés en 2020 aux autorités sanitaires françaises par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) pour la gestion des EDCH et des eaux de baignade :

- **Le premier organigramme pour les EDCH (Figure 20) repose sur une surveillance de la ressource** qui est réalisée conjointement par les exploitants en charge de la production d'eau potable (suivi quotidien) et les Agences Régionales de Santé (ARS)

(suivi mensuel). Si l'exploitant détecte une variation jugée comme préoccupante dans une des variables potentiellement indicatrices d'un développement des cyanobactéries, il déclenche alors un niveau de « Vigilance » et informe l'ARS qui va alors réaliser un prélèvement d'eau. L'examen de ce prélèvement fournira des informations sur les genres de cyanobactéries présents, leur toxicité potentielle et les biovolumes cellulaires qu'il représentent. Si ces biovolumes dépassent un seuil défini, cela déclenche alors un premier niveau d'Alerte qui va entraîner une recherche dans l'eau traitée, des toxines pouvant potentiellement être produites par les genres de cyanobactéries présents. Ce premier niveau d'alerte peut déclencher aussi chez l'exploitant si nécessaire, la mise en œuvre de mesures pour optimiser la filière de traitement de l'eau. Si les quantités de toxines dans l'eau traitée dépassent les seuils définis, cela déclenche alors un second niveau d'alerte qui va se traduire par des restrictions d'usage des eaux et, quand cela est possible, par un changement de la ressource en eau utilisée pour la production d'EDCH. A chaque niveau de vigilance ou d'alerte, le non-dépassement des valeurs seuils permet de revenir au niveau précédent.

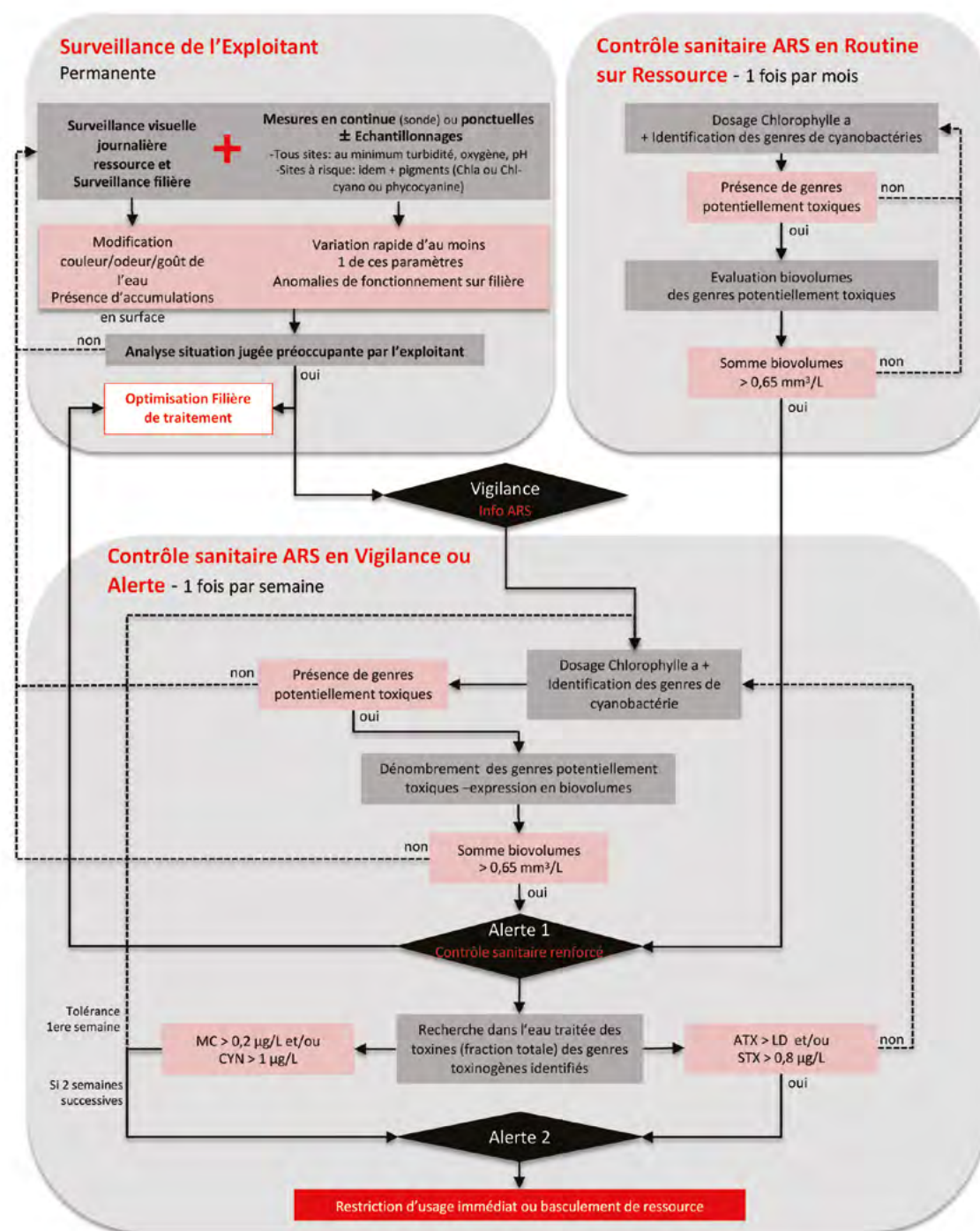


Figure 20. Arbre décisionnel proposé en 2020 par l'ANSES (France) pour la gestion des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les EDCH.

• Le second organigramme (Figure 21) concerne les eaux de baignade. Il est basé sur une double surveillance réalisée par le gestionnaire du plan d'eau et par

l'ARS. Comme pour les EDCH, trois niveaux (Vigilance, Alerte 1 et Alerte 2) ont été définis et associés à des seuils concernant la biomasse du phytoplancton (Chlorophylle-a), la présence

de genres de cyanobactéries potentiellement toxiques, les biovolumes de cyanobactéries et les concentrations en cyanotoxines dans l'eau traitée. Ces seuils déclenchent des

actions pouvant aller jusqu'à l'interdiction de la baignade.

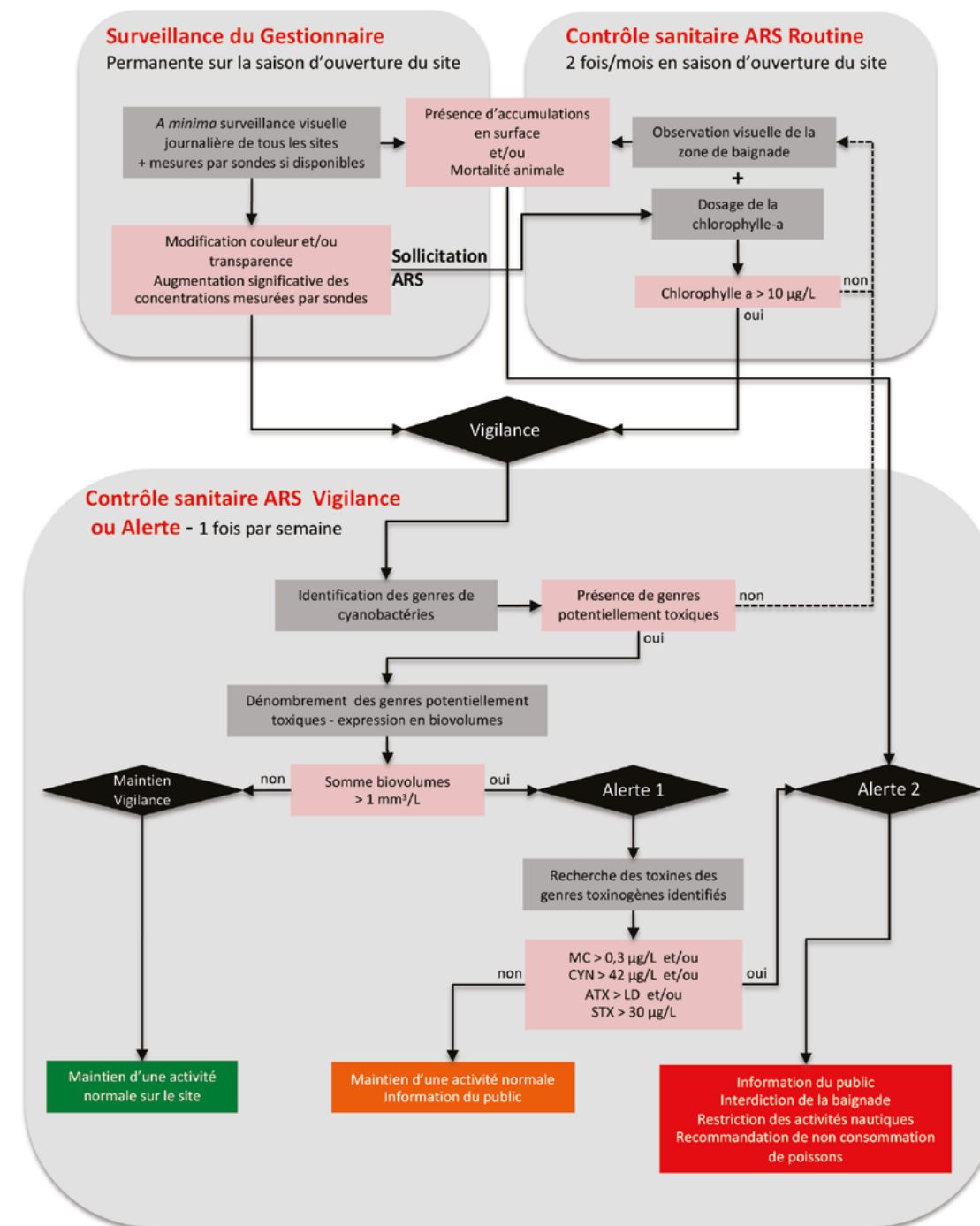


Figure 21. Arbre décisionnel proposé en 2020 par l'ANSES (France) pour la gestion des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les eaux de baignade.

6.3. INFORMER LES POPULATIONS LOCALES SUR LES RISQUES LIÉS AUX CYANOBACTÉRIES

Une bonne gestion des risques associés aux proliférations de cyanobactéries doit nécessairement associer les populations concernées par ces risques.

C'est ainsi que dans de nombreux pays, ces populations sont informées lors de réunions publiques, par voie d'affichage comme illustré ci-contre (Figure 22) ou encore par la mise à disposition de flyers dans des structures fréquentées par ces populations (commerces, campings, etc).

Cette information est fondamentale pour faire comprendre aux populations susceptibles d'être exposées aux cyanotoxines la nature des dangers auxquelles elles s'exposent et pour que les mesures d'interdiction d'activités (baignade et pêche par exemple) qui sont parfois prises en période de crise, soient acceptées par ces mêmes populations. En France par exemple, ces campagnes d'information sont menées par les ARS, les préfectures et les institutions/collectivités locales touchées par cette problématique.

Dans la plupart des pays du Sud, en particulier en Afrique intertropicale, pratiquement aucune surveillance des cyanobactéries n'est réalisée dans les plans concernés par ce problème et aucune information n'est donnée aux populations locales qui utilisent ces eaux pour des activités très diverses, y compris pour leur consommation. Notre approche de surveillance participative menée sur la lagune Aghien en Côte d'Ivoire a pourtant montré que les populations habitant sur le pourtour de cette lagune percevaient bien les phases de proliférations de cyanobactéries



Figure 22. Exemple d'affichage pratique en France à destination du grand public prévenant des risques liés aux cyanobactéries.

à travers les changements intervenant dans la couleur de l'eau, mais qu'elles n'associaient pas ou peu ces phénomènes à des dangers potentiels pour elles. Les adultes signalent qu'ils évitent de se laver dans l'eau ou de se baigner en raison d'irritations cutanées qui surviennent parfois pendant les proliférations, mais les autres usages sont conservés. En particulier, les enfants qui passent beaucoup de temps dans l'eau et sont donc particulièrement exposés aux cyanotoxines, continuent de se baigner sans modifier leur comportement. De même, il a été observé sur le Lac Victoria que les populations locales continuent de consommer les poissons de ce lac pendant les périodes de proliférations

de cyanobactéries, alors que des études montrent que cette consommation de poissons peut potentiellement les exposer à l'ingestion de cyanotoxines en quantités importantes. La mise en place de programmes de surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines dans les plans d'eau africains devrait donc systématiquement s'accompagner de campagnes d'information auprès des populations locales habitant près de ces plans d'eau, sur les risques auxquelles elles s'exposent lors des phases de proliférations. Dans le même temps, des solutions alternatives devraient être recherchées et proposées pour permettre à ces populations locales de réduire leur exposition aux cyanotoxines.

6.4. CONCLUSIONS

Le meilleur moyen pour prévenir les risques associés aux proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau consiste à protéger ces écosystèmes de l'eutrophisation ou à restaurer la qualité de leurs eaux (voir chapitre 5).

Cependant, sachant que cette lutte contre la pollution des plans d'eau par les nutriments demande du temps, les gestionnaires et usagers de ces écosystèmes ont, dans les pays développés, appris à vivre avec les cyanobactéries en limitant le plus possible les expositions humaines aux cyanotoxines. Ce n'est pas le cas de la plupart dans les pays du Sud, notamment en Afrique, où tout reste à faire pour limiter les risques liés aux proliférations de cyanobactéries. De plus, dans ces pays, les usages de l'eau par les populations locales sont beaucoup plus diversifiés que dans les pays du Nord et leur dépendance à ces écosystèmes est beaucoup plus grande. La première priorité pour

ces pays est donc de mettre en place des systèmes de surveillance des cyanobactéries, au moins pour les écosystèmes utilisés pour la production d'eau potable, et de définir des seuils (par exemple en se basant sur les recommandations de l'OMS) et des organigrammes décisionnels (à l'exemple des Figures 13 et 14) déclenchant des actions destinées à limiter les risques de contamination humaine. La seconde priorité est d'informer les populations vivant au bord de plans d'eau connaissant des proliférations de cyanobactéries des dangers auxquelles elles s'exposent lors de ces événements, puis de réfléchir avec ces populations sur la mise en place de solutions permettant de les réduire au mieux, qui soient acceptables pour elles.

ANALYSE DES DIFFICULTÉS POUR METTRE EN PLACE DES OBSERVATOIRES DE L'ENVIRONNEMENT SUR LE LAC DE GUIERS ET LA LAGUNE AGHIEN

Dans le cadre de WaSAf, une partie de nos travaux consistait à accompagner les institutions locales de l'eau dans la mise en place d'observatoires de l'environnement pour le lac de Guiers (Sénégal) et la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). L'objectif de ces observatoires était de fournir en continu des données aux acteurs concernés leur permettant de connaître l'évolution de l'état de leur ressource et des pressions qui s'exercent sur elle et donc de pouvoir prendre des décisions éclairées par rapport aux enjeux de protection et/ou restauration de ces écosystèmes. Dans ce but, plusieurs séminaires ont été organisés localement avec l'ensemble des institutions impliquées dans la gestion de ces ressources et des usages de l'eau (notamment la production d'eau potable), pour définir le périmètre et les missions de ces observatoires, la gestion des données collectées et la diffusion des résultats, et enfin l'organisation de leur gouvernance. Si nous sommes parvenus sur chacun des deux sites à définir un cahier des charges pour ces observatoires acceptés par tous, plusieurs types de difficultés sont ensuite survenues et ont bloqué la mise en place de ces observatoires :

- La première de ces difficultés concernait la question du leadership institutionnel de l'observatoire. Dans les deux pays, s'il était admis que la gouvernance de l'observatoire devait être légitimement assurée par les institutions en charge de la surveillance des ressources en eaux (MINEF en Côte d'Ivoire et OLAC au Sénégal), il s'est posé la question des compétences présentes au sein de ces institutions et donc de leurs capacités à assurer ces fonctions tant administratives que techniques. Dans le même temps il est apparu que ces compétences semblaient plus présentes chez les acteurs de la production d'eau potable (ONEP en Côte d'Ivoire et SONES au Sénégal), mais ces institutions n'ont pas vocation première à gérer les ressources. Des solutions de compromis avaient donc

été définies entre ces institutions pour le leadership opérationnel et la direction de l'observatoire mais leur mise en œuvre concrète soulevait encore de nombreuses questions sur leurs capacités à assurer cette tâche.

- En liaison avec cette première difficulté, la seconde difficulté identifiée concernait le partage des données collectées par l'observatoire entre les institutions de l'eau. Si tous les acteurs concernés étaient d'accord sur le principe qu'il était nécessaire que les données collectées soient accessibles à toutes les institutions de l'eau, les règles d'accès à ces données n'avaient pu être clairement définies. De même, cet accès pour des utilisateurs tels que ceux du secteur agricole ou pour le grand public a soulevé de nombreuses questions, en lien notamment avec une crainte du côté des institutions de l'eau, que les données soient utilisées mal à propos.
- La troisième difficulté identifiée concernait, pour les deux sites, le financement des observatoires. Bien que les coûts de surveillance des écosystèmes soient assez modestes (quelques dizaines de milliers d'euros par an) en regard des enjeux cruciaux de ces ressources pour l'alimentation en eau potable des populations des deux pays, aucune institution ne semblait en capacité d'assurer ce financement sur le long terme. Une forte attente de ces institutions en matière de financement se rapportait à l'Agence Française de Développement (AFD) mais celle-ci ne souhaitait pas s'engager dans ce type de financement sur le long terme.
- Enfin, les discussions que les scientifiques impliqués dans le programme WaSAf avaient en Côte d'Ivoire avec les Ministères sur la mise en place de l'Observatoire de la Lagune Aghien ont été interrompues à la demande de l'AFD pour ne pas interférer avec celles, plus larges, qu'elle menait avec ces mêmes Ministères sur la

mise en place d'un plan de gestion de la lagune. Cette demande nous a interrogé en tant que scientifiques, sur notre place, en dehors de la production de savoirs, dans les discussions menées avec les Ministères et sur la déconnexion partielle qu'il peut y avoir entre les décisions de gestion et les efforts de connaissance des milieux qui sont pourtant indispensables pour définir les mesures de protection de ces ressources et pour évaluer l'impact et de l'efficacité de ces mesures.

Il est intéressant de comparer la situation de la Côte d'Ivoire et du Sénégal à celle de l'Ouganda sur le Lac Victoria. Dans ce dernier pays, il existe une surveillance de l'état écologique et de la qualité de l'eau du Lac Victoria et de ses baies qui est réalisée par la Direction de la gestion des ressources en eaux (DWRM) qui dépend du Ministère de l'Eau et de l'Environnement. Cette direction possède à la fois les compétences et les équipements pour la mener à bien et il existe une base de données du suivi qui permet de connaître l'évolution de l'état de cette ressource. Le financement de cette surveillance dépend pour une part importante de budgets acquis dans le cadre de deux programmes internationaux (Lake Victoria Environmental Management Projects) mis en place à l'initiative de la East African Community (EAC). En dehors de ces financements internationaux, il est beaucoup plus difficile pour la DWRM d'assurer ses missions de surveillance du lac ce qui se traduit, certaines années, par une absence de collecte de données. La question du financement des suivis sur le long terme reste donc ouverte et mérite d'être intégrée dans le calcul des coûts nécessaires à la conservation des milieux. Par ailleurs, même si les données collectées lors de ces suivis sont en théorie ouvertes à la communauté scientifique, nous nous sommes confrontés à de nombreuses difficultés, voir à l'impossibilité, dans le cadre du programme WaSAf, de pouvoir y accéder.

Pour conclure, nos travaux réalisés dans trois pays de l'Afrique sub-saharienne montrent que la mise en place d'observatoires des plans d'eau pour la surveillance pérenne des ressources en eaux de surface utilisées pour la production d'eau potable est difficile à réaliser pour des raisons qui concernent (i) le manque d'interactions, voir la concurrence, existant entre les multiples acteurs institutionnels dans le domaine de l'eau et (ii) les difficultés de financement de ces structures à différents termes. C'est pourquoi il apparaît nécessaire d'améliorer les collaborations entre toutes les institutions du secteur de l'eau mais aussi entre ces institutions et celles d'autres secteurs dont les activités dépendent de l'eau ainsi qu'avec les usagers. Par ailleurs, pour pallier le déficit de compétences constaté dans certaines de ces institutions, il nous semble nécessaire de resserrer les liens entre les institutions de l'eau et les communautés scientifiques locales et internationales, ce que des structures telles que les observatoires des plans d'eau doivent permettre de faire. De même, la question de la gestion et du partage des données reste essentielle si l'on veut que les données collectées aient toute leur utilité. Elle mérite donc une attention particulière dans la mise en place des observatoires. Enfin, la question du financement de ces observatoires et de leurs actions de surveillance qui est partagée par tous les pays, est vraiment essentielle et elle mériterait certainement d'être prise en compte lors de la mise en place des programmes de gestion, de conservation des milieux ou d'investissement pour la production d'eau potable ou d'autres usages essentiels, si l'on veut assurer une pérennité à ces actions.

Pour en savoir plus :

Une publication sur ce sujet vient d'être acceptée dans la revue Géocarrefour pour une publication prochaine.



Maquis Chez Hélène

Contact & réservations : (225) 07 61 83 01 - 05 68 40 58
Cuisine à domicile Pour vos Mariages, Baptêmes,
autres événements
Menu : Filet
de poisson
et me de terre



CONCLUSION GÉNÉRALE



Le but de cet ouvrage était de dresser un état des connaissances disponibles sur une pollution très fréquente des écosystèmes aquatiques de surface, la pollution par les nutriments, en particulier par le phosphore et l'azote, sachant que cette pollution est beaucoup moins médiatisée que d'autres, à l'exemple de celles par les pesticides ou les microplastiques.

La pollution par les nutriments, qu'ils soient minéraux ou organiques, conduit à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques dont le marqueur le plus visible concerne, pour les plans d'eau, les développements de proliférations de cyanobactéries. Ces proliférations ont des conséquences importantes sur le fonctionnement physico-chimique et biologique des écosystèmes aquatiques et sur les usages qui en sont faits. Par ailleurs, les cyanobactéries constituent un danger sanitaire pour les populations humaines et animales en raison de leurs capacités potentielles à produire des toxines. Pour ces raisons, les pays développés ont mis en place des stratégies pour lutter contre ces proliférations et pour tenter de limiter le plus possible les expositions des populations humaines à leurs toxines. En revanche, ces proliférations sont encore très peu prises en compte par les acteurs du secteur de l'eau et de la santé dans les pays du sud où les populations sont pourtant fortement susceptibles d'être exposées aux cyanotoxines en raison des multiples usages qu'elles font des plans d'eau.

Dans ce contexte, il apparaît qu'une aide importante doit être apportée aux États de l'hémisphère Sud, notamment sur le continent Africain, pour les accompagner dans la mise en place (i) des mesures nécessaires à la protection de la qualité de l'eau dans les écosystèmes aquatiques de surface, en particulier lorsqu'ils sont utilisés pour la production d'eau potable, (ii) de programmes de surveillance de cette qualité de l'eau, notamment des cyanobactéries et de leurs toxines, dans ces écosystèmes, (iii) de filières de traitement des eaux capables

d'éliminer les cyanobactéries et leurs toxines dans l'eau distribuée aux populations et (iv) de stratégies définies en concertation avec les populations locales, pour tenter de limiter les expositions aux toxines de ces populations à travers les différents usages qu'elles ont des ressources en eau. Les différents chapitres de cet ouvrage proposent des solutions pour tenter de répondre à ces défis.

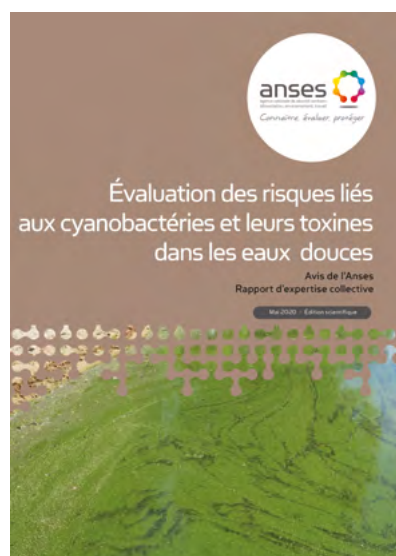
Il est très urgent de s'attaquer à ces questions sur le continent africain en raison de la forte croissance démographique que connaît ce continent et de ses conséquences en termes de pressions de pollution qui s'exercent sur les écosystèmes aquatiques mais aussi en termes de demande en eau pour les diverses activités humaines. Si la question de la disponibilité en eau était surtout mise en avant jusqu'ici dans les instances internationales, l'eutrophisation et les proliférations de cyanobactéries qui en découlent montrent combien la question de la qualité des ressources en eaux est au moins aussi importante, notamment parce qu'elle compromet l'accès des populations à une eau propre. L'exemple des pays de l'hémisphère Nord qui ont connu un pic d'eutrophisation de leurs plans d'eau dans la deuxième moitié du 20ème siècle montre qu'il est possible de restaurer la qualité de l'eau dans les écosystèmes de surface mais que ce processus est long et coûteux. La protection des écosystèmes contre ce type de pollution doit donc être prioritaire, ce qui devrait passer tout d'abord, sur le continent Africain, par l'amélioration de la collecte et du traitement des eaux usées, notamment dans les zones urbaines. Elle demandera également de prendre garde à l'évolution des pratiques agricoles qui vont vers une intensification toujours plus grande, mais dont on voit en Europe et en Amérique du Nord combien ce modèle de production contribue au processus d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. Il s'agira donc de trouver des voies de développement agricole respectueuses de l'environnement.



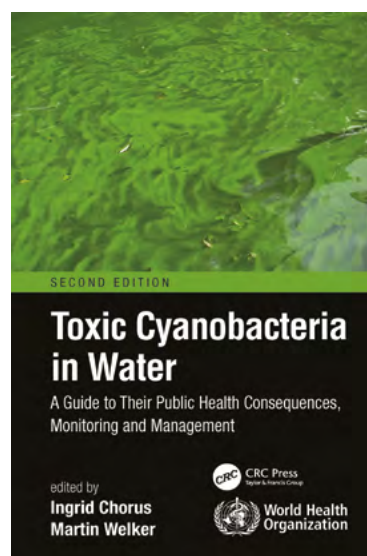


BIBLIOGRAPHIE

1. OUVRAGES ET RAPPORTS SUR LES CYANOBACTÉRIES ET L'EUTROPHISATION ACCESSIBLES GRATUITEMENT



Lien pour le téléchargement : <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2015SA0207Ra.pdf>



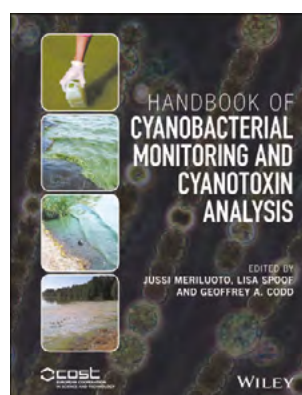
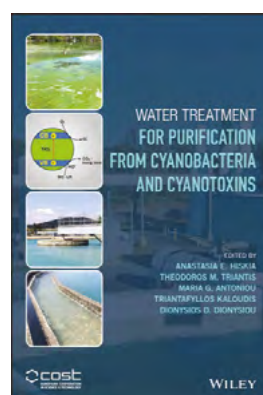
Lien pour le téléchargement : <https://www.taylorfrancis.com/books/oa-edit/10.1201/9781003081449/toxic-cyanobacteria-water-ingrid-chorus-martin-welker>



Lien pour le téléchargement : <https://www.inee.cnrs.fr/fr/cnrsinfo/colloque-de-restitution-esco-eutrophisation>

2. OUVRAGES PAYANTS SUR LES CYANOBACTÉRIES

Lien pour l'achat : <https://www.cost.eu/search/cyanobacteria>



3. ARTICLES SCIENTIFIQUES

- Catherine A. et al. (2012). On the use of the Fluoroprobe, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research* 46, 1771-1784.
- Carmichael W.W. & Boyer G.L. (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae* 54, 194-212.
- Dodds W.K. et al. (2009). Eutrophication of U.S. freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology* 43, 12-19.
- FeKadu S. et al. (2019). Pharmaceuticals in freshwater aquatic environments: A comparison of the African and European challenge. *Science of the Total Environment* 654, 324-337.

- Humbert J.F. & Quiblier C. (2019). The suitability of chemical products and other short-term remedial methods for the control of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems. *Frontiers in Environmental Sciences* 7, Article 176.
- Janssen A.B.G. et al. (2019). Shifting states, shifting services: Linking regime shift to changes in ecosystem services of shallow lakes. *Freshwater Biology* 66, 1-12.
- Lüring M. et al. (2016). Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquatic Ecology* 50, 499-519.
- Moss B. et al. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1, 101-105.
- Nyenje P.M. et al. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa – A review. *Science of the Total Environment* 408-447-455.
- O'Neil J.M. et al. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14, 313-334.
- Pearl H.W. et al. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research* 45, 1973-1983.
- Pobel D. et al. (2011). Influence of sampling strategies on the monitoring of cyanobacteria in shallow lakes: Lessons from a case study in France. *Water Research* 45, 1005-1014.
- Shi K. et al. (2019). Remote sensing of cyanobacterial blooms in inland waters: present knowledge and future challenges. *Science Bulletin* 64, 1540-1556.
- Svircev Z. et al. (2019). Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. *Archives of Toxicology* 93, 2429-2481.
- Taranu Z.E. et al. 2015. Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters* 18, 375-384.
- Verschuren D. et al., 2002. History and timing of human impact on Lake Victoria, East Africa. *Proceedings of the Royal Society B*. 269, 289-294.

4. ARTICLES SCIENTIFIQUES ISSUS DU PROGRAMME WASAF

- Ahoutou M. et al. (2021). Assessment of some key indicators of the ecological status of an African freshwater lagoon (Lagoon Aghien, Ivory Coast). *PLoS ONE* 16, e0251065.
- Ahoutou M. et al. (2022). Impacts of nutrient loading and fish grazing on the phytoplankton community and cyanotoxin production in a shallow tropical lake (Ivory Coast): Results from mesocosm experiments. *Sous presse dans MicrobiologyOpen*.
- Mitroi V. et al. (2020). Can participatory approaches strengthen the monitoring of cyanobacterial blooms in developing countries? Results from a pilot study conducted in the Lagoon Aghien (Ivory Coast). *PLoS ONE* 15, e0238832.
- Olokotum M. et al. (2020). A review of socioecological causes and consequences of cyanobacterial blooms in Lake Victoria. *Harmful Algae* 96, 101829.
- Olokotum M. et al. (2021). High nutrient loading and climatic parameters influence the dominance and dissimilarity of toxigenic cyanobacteria in northern bays of Lake Victoria. *Journal of Great Lakes Research* 47, 985-996.
- Tall Y. et al. (2017). Dynamique et diversité des formes d'organisations locales face aux enjeux de conservation des ressources en eaux : Le cas du Lac de Guiers. *Revue de Sociologie, d'Anthropologie et de Psychologie* 8-10, 2017-2019.
- Tall Y. et al. (2021). Choisir de lutter contre certaines pollutions plutôt que d'autres. Mise en visibilité et ignorance des facteurs de dégradation du Lac de Guiers. *Revue d'Anthropologie des Connaissances* 15, 1-21.
- Mitroi V. et al. (2022). Rendre compte de la dégradation des milieux aquatiques : Le rôle des savoirs dans la mise en place des politiques de protection en Afrique subsaharienne. *Sous presse dans la revue Géocarrefour*.





**FONDS FRANÇAIS POUR
L'ENVIRONNEMENT MONDIAL**

Secrétariat du FFEM

Agence Française de Développement
5, rue Roland Barthes
75598 Paris Cedex 12
Tél. +33 1 53 44 42 42
ffem.fr - ffem@afd.fr



AFD
AGENCE FRANÇAISE
DE DÉVELOPPEMENT

AGENCE FRANÇAISE DE DÉVELOPPEMENT

5, rue Roland Barthes
75598 Paris Cedex 12
Tél. +33 1 53 44 31 31
afd.fr



**SORBONNE
UNIVERSITÉ**

SORBONNE UNIVERSITÉ

21, rue de l'école de médecine
75006 Paris
Tél. +33 1 53 44 31 31
sorbonne-universite.fr



**MUSÉUM NATIONAL
D'HISTOIRE NATURELLE**

57 rue Cuvier
75005 Paris
Tél. : +33 1 40 79 56 01
mnhn.fr