



Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan

**Apports de phosphore et proliférations de
cyanobactéries dans le Lac au Duc (Morbihan) :
Diagnostic et propositions d'actions préventives et
curatives potentielles**

Rapport d'étude



Réalisé par AUSTRUY Elodie

Octobre 2012

Préambule

Cette étude a été réalisée suite à une saisine de la Communauté de Communes du Pays de Ploërmel. Elle a été menée en partie dans le cadre du stage de fin d'étude d'ingénieur agronome spécialisé en Génie de l'Environnement (Agrocampus Ouest-Rennes) effectué par Elodie Austruy, de mars à octobre 2012, à l'Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan.

Remerciements

Je voudrais adresser mes sincères remerciements à :

M. Le Diffon, président de l'ODEM, pour m'avoir accueillie dans sa structure ;

M. Daniel, chargé de mission à l'ODEM et maître de stage, pour son encadrement au quotidien, son aide précieuse et la spiruline ;

M. Brient, ingénieur d'étude à l'université de Rennes 1, pour ses conseils, ses idées et sa disponibilité ;

Les membres du Conseil Scientifique de l'ODEM et du Groupe Technique du Lac au Duc, pour leurs relectures des rapports et pour leurs remarques pertinentes ;

L'ensemble des acteurs locaux rencontrés, pour m'avoir si bien reçue et avoir partagé leurs informations et connaissances sur le sujet.

Je remercie tout particulièrement, M. Payot, élu, président du SIAEP, Vice-président de Eau du Morbihan ; M^{me} Guichard du Grand Bassin de l'Oust ; M. Richard de l'Agence Régionale de la Santé du Morbihan et M. Le Gal d'Eau du Morbihan et pour leur accompagnement et leur confiance.

Merci à l'ensemble de toute l'équipe de l'ODEM pour m'avoir permis de travailler dans un cadre agréable.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
1 Cadre de l'étude.....	2
1.1 Contexte de l'étude	2
1.2 Objectifs et problématiques de l'étude.....	2
1.3 Démarche méthodologique	3
2 La prolifération des cyanobactéries et le phosphore dans l'environnement : mécanismes et enjeux	5
2.1 Les cyanobactéries dans les plans d'eau	5
2.2 Le phosphore dans l'environnement	14
Résumé.....	29
3 Diagnostic du Lac au Duc : situation et actions engagées	30
3.1. Le bassin versant Yvel-Hyvet et les flux de phosphore	30
3.2. Caractéristiques hydrologiques et sédimentaires du Lac au Duc	37
3.3. Perturbation de la qualité de l'eau du Lac au Duc	42
3.4. Un plan d'eau multi-usages et multi-acteurs	51
3.5. Les actions préventives et curatives passées et en cours sur le Lac au Duc et son bassin versant.....	57
3.6. Modalités de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries sur le Lac au Duc et dans le Morbihan	67
Résumé.....	70
4 Actions de lutte curatives contre les cyanobactéries réalisées sur des plans d'eau eutrophisés	71
4.1 Actions curatives hydrologiques	72
4.2 Actions mécaniques.....	79
4.3 Actions physico-chimiques	86
4.4 Actions biologiques	95
4.5 Synthèse de l'efficacité des actions curatives	101
4.6 Combinaisons possibles entre actions	103
Résumé.....	105
5 Comment limiter les proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc? Enjeux, objectifs et propositions	106
5.1 Les enjeux et les objectifs.....	106
5.2 Conforter les mesures préventives menées sur le bassin versant Yvel-Hyvet.....	114

5.3	Mettre en œuvre des mesures curatives adaptées au Lac au Duc	119
5.4	Améliorer la gouvernance du Lac au Duc pour développer la connaissance, la surveillance et l'évaluation des actions.....	126
	Résumé.....	130
	CONCLUSION	131
	BIBLIOGRAPHIE.....	132
	GLOSSAIRE.....	138
	TABLE DES MATIERES	139
	LISTE DES FIGURES.....	143
	LISTE DES TABLEAUX	145
	LISTE DES ANNEXES	148

Liste des abréviations

AEP : Alimentation en Eau Potable

AELB : Agence de l'Eau Loire-Bretagne

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

AFSSET : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail

ANC : Assainissement Non Collectif

ARS : Agence Régionale de la Santé

BCAE : Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales

BEP : Bretagne Eau Pure

CIPAN : Culture Intermédiaire Piège A Nitrates

CTBV : Contrat Territorial de Bassin Versant

CTMA : Contrat Territorial Milieux Aquatiques

CSEB : Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne

CSHPPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DGS : Direction Générale de la Santé

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EH : Equivalent Habitant

ENS : Espace Naturel Sensible

GBO : Grand Bassin de l'Oust

GP5 : Grand Projet 5

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

MISEN : Mission Inter-Service de l'Eau et de la Nature

MO : Matières Organiques

MS : Matières Sèches

ODEM : Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan

OMS : Organisme Mondial de la Santé

PLU : Plan Local d'Urbanisme

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SATESE : Service d'Appui Technique à l'Épuration et au Suivi des Eaux

SAU : Surface Agricole Utile

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SIAEP : Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable

SPANC : Service Public d'Assainissement Non Collectif

STEP : Station d'Épuration

STH : Surface Toujours en Herbe

ZAC : Zone d'Actions Complémentaire

INTRODUCTION

Le Lac au Duc, vaste plan d'eau d'origine artificielle et situé dans le Morbihan, satisfait aujourd'hui de nombreux usages récréatifs et d'alimentation en eau potable. Il constitue également un attrait central de la région pour le tourisme vert. Malheureusement, l'eutrophisation est bien présente sur le plan d'eau et se traduit particulièrement par des pics de concentration de cyanobactéries durant la période estivale. Ces micro-algues, aussi appelées cyanophycées ou algues bleues, perturbent les usages et impliquent des coûts importants pour les collectivités locales concernées. Plus sévèrement, elles sont sources de risques sanitaires pour l'homme. Une surveillance de la qualité de l'eau a été mise en place pour observer les proliférations* à répétition. Sur le bassin versant*¹, des actions ont été initiées par les agriculteurs et les communes pour limiter les apports de phosphore dans le réseau hydrographique ou pour essayer de contenir les proliférations de cyanobactéries. Cependant les acteurs locaux sont d'accord pour considérer que les opérations mises en œuvre ne suffisent pas et qu'aucune amélioration de la situation n'est à noter jusqu'à maintenant.

La présente étude vise à proposer un diagnostic global de la situation du Lac au Duc afin de formuler des recommandations quant aux solutions à apporter pour une gestion durable du plan d'eau et de ses activités. Elle cherche à répondre à plusieurs questions afin d'aider les acteurs à prendre des décisions concernant la situation. Quelles sont les caractéristiques du plan d'eau et de son bassin versant qui engendrent des proliférations de cyanobactéries ? Quelles actions préventives et curatives pourrait-on proposer pour limiter les risques sanitaires et améliorer la qualité de l'eau du Lac au Duc ?

Après une présentation du contexte, des objectifs et de la démarche méthodologique de l'étude, le présent rapport propose une synthèse sur l'écologie des cyanobactéries et les transferts de phosphore. Un diagnostic du Lac au Duc et de son bassin versant, puis une analyse de retours d'expériences issues d'autres plans d'eau eutrophisés sont ensuite rapportés. Enfin, des préconisations de solutions préventives et curatives adaptées au plan d'eau sont formulées.

¹ * Les mots marqués d'un astérisque sont définis dans le glossaire en fin de document

Chapitre 1

Cadrage de l'étude

1 Cadre de l'étude

1.1 Contexte de l'étude

Le Lac au Duc présente des problèmes d'eutrophisation depuis plus de quarante ans. En effet, certains riverains se souviennent de la présence d'écumes vertes à la surface des eaux du Lac au Duc dès les années 1970 (M. Lameul, communication personnelle²). Au début des années 1990, de premières actions ont été engagées pour préserver la qualité de l'eau du plan d'eau mais concernaient dans un premier temps la lutte contre les nitrates. Les réflexions et actions n'ont réellement porté sur les problèmes d'eutrophisation et de prolifération de cyanobactéries qu'à partir de 2001.

Le premier comité de suivi de la qualité de l'eau en particulier sur les cyanobactéries a été mis en place en 2002 sur le Lac au Duc. Il accompagna les différentes études portant sur le plan d'eau: faisabilité d'un curage, synthèse sur les origines et le développement des cyanobactéries, suivi des concentrations... Le Lac au Duc est considéré depuis 2009 par le SDAGE Loire Bretagne comme un plan d'eau soumis au risque d'eutrophisation, et à ce titre son bassin versant doit répondre à l'exigence de l'équilibre de fertilisation phosphorée (mesure 3B-1).

Suite à une très forte prolifération de cyanobactéries lors de l'été 2011, un comité de pilotage a été créé en novembre 2011 sous l'égide du préfet du Morbihan. Un groupe de travail technique a alors été constitué. Cet organe a pour but de proposer des pistes pour améliorer les solutions préventives déjà engagées et de proposer une analyse critique d'opérations de curage de retenues. Il doit présenter un examen détaillé du phosphore agricole sur le bassin versant ainsi que des retours d'expérience sur la mise en place d'un dragage.

Parallèlement, la Communauté de Communes du Pays de Ploërmel a saisi l'ODEM en octobre 2011 pour réaliser un bilan global de la situation de l'étang et du bassin versant et proposer des pistes de solutions curatives et préventives adaptées.

1.2 Objectifs et problématiques de l'étude

L'étude est destinée à répondre aux attentes de la Communauté de Communes du pays de Ploërmel qui souhaite faire le point sur la situation, sur les actions préventives et curatives menées ainsi que sur celles qui pourraient s'appliquer de façon complémentaire à la situation complexe du Lac au Duc. Elle s'inscrit aussi en soutien au groupe de travail technique créé au mois de novembre 2011.

La finalité générale de l'étude est de proposer un diagnostic global de la situation du Lac au Duc, enrichi par l'analyse d'autres retours d'expériences, afin de formuler des recommandations quant aux solutions à apporter pour une gestion durable de l'étang et de ses activités.

² « Comm. pers. » : cf. liste des personnes contactées en annexe 1

Le thème de cette étude est : «Apports de phosphore et prolifération de cyanobactéries dans le Lac au Duc (Morbihan) : diagnostic et proposition de mesures préventives et curatives potentielles». Il s'appuie sur plusieurs interrogations qui ont guidé le travail durant ces six mois de stage :

- Quelle est la situation actuelle du plan d'eau et des activités avoisinantes ? Quelles sont les tendances d'évolution ? Quel est l'état des connaissances ? Quels en sont les manques d'information ? Quelles sont les spécificités du Lac au Duc ?
- Quelles sont les mesures déjà prises concernant la qualité du plan d'eau et de son bassin versant ? Quels étaient les objectifs ? Quels sont les résultats ?
- Quelles sont les actions menées sur d'autres plans d'eau sujets à des proliférations de cyanobactéries ? Peut-on en mesurer l'efficacité ? Les pratiques de gestion des risques sont-elles homogènes ?
- Quelles démarches pourrions-nous ajuster, compléter ou engager aujourd'hui pour améliorer la qualité d'eau du Lac au Duc en atténuant fortement la densité de cyanobactéries ? Quelles sont les actions préventives et curatives potentielles ? Quels en sont les intérêts et les limites ?

1.3 Démarche méthodologique

La démarche méthodologique repose d'une part sur un diagnostic global de la situation et des actions en cours sur le Lac au Duc, par la valorisation des données disponibles (mais parfois dispersées et mal connues) et par le recueil des points de vue et attentes des acteurs. D'autre part, la démarche adoptée s'appuie sur un état des connaissances provenant d'une synthèse bibliographique et d'une analyse des retours d'expériences au sujet de la mise en œuvre et des conséquences de traitements préventifs et/ou curatifs déjà appliqués sur d'autres plans d'eau. Sur ces bases, une hiérarchisation des enjeux et des objectifs liés au Lac au Duc a été suggérée pour aboutir ensuite à des propositions d'actions préventives et curatives adaptées aux spécificités du plan d'eau.

Les différentes étapes de l'étude sont décrites par la figure 1.

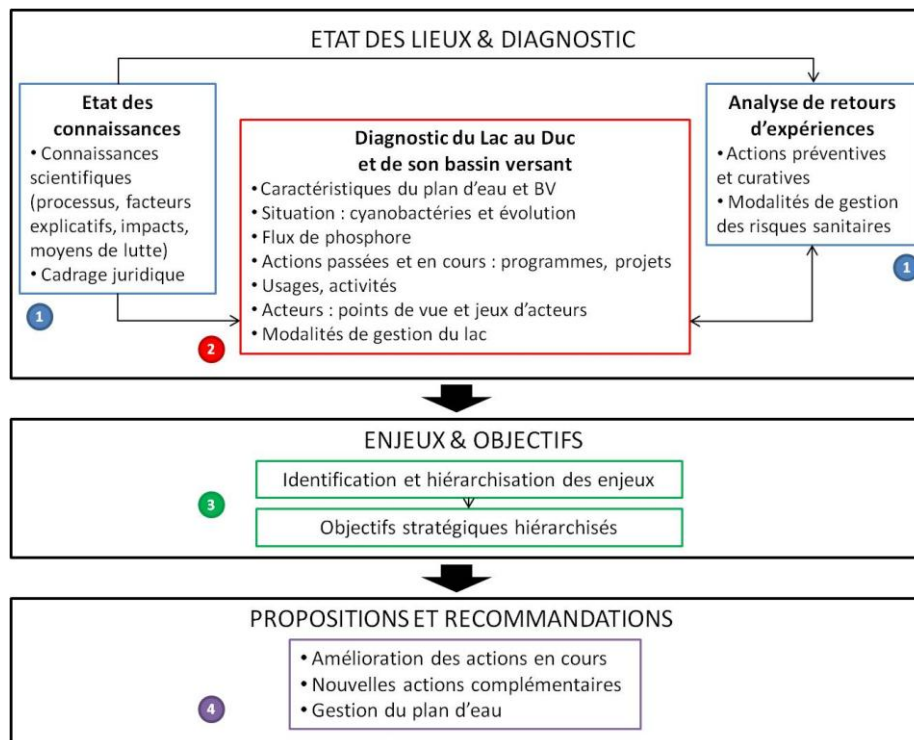


Figure 1 : Schéma descriptif de la démarche méthodologique de l'étude

La première étape a consisté à réaliser un état des connaissances sur les proliférations de cyanobactéries à l'aide de bibliographies de synthèse et des rencontres d'experts ainsi que sur les actions préventives et curatives existantes et les modalités de gestion des risques sanitaires grâce à des recherches documentaires et une analyse de retours d'expérience recensés sur des plans d'eau déjà traités.

La deuxième étape correspond à la production d'un diagnostic sur la situation du Lac au Duc. Pour cela, le travail s'est basé sur la valorisation des données existantes et des différents rapports publiés depuis les années 1980. Plusieurs rencontres avec les acteurs locaux ont été nécessaires. La liste de l'ensemble des acteurs rencontrés est disponible en annexe 1. En outre, une campagne de mesures et de prélèvements de sédiments a été réalisée pour compléter les données disponibles sur l'étang (cf. annexe 10).

La troisième étape a permis d'identifier les enjeux et objectifs puis de discuter d'une hiérarchisation possible à l'aide des différentes opinions des personnes rencontrées, des leviers d'action et des contraintes liées aux spécificités du Lac au Duc.

La dernière étape a consisté à proposer des pistes d'amélioration ou de compléments d'actions à partir du diagnostic du Lac au Duc et de l'analyse des retours d'expériences recensés et d'envisager les premières préconisations pour la mise en place des actions envisageables.

Chapitre 2

**La prolifération des
cyanobactéries et le
phosphore dans
l'environnement :
mécanismes et enjeux**

2 La prolifération des cyanobactéries et le phosphore dans l'environnement : mécanismes et enjeux

2.1 Les cyanobactéries dans les plans d'eau

2.1.1 L'écologie des cyanobactéries

2.1.1.1 Qu'est-ce qu'une cyanobactérie ?

Les cyanobactéries peuvent être unicellulaires ou pluricellulaires. On les trouve sous formes solitaire, de colonies, de trichome* ou de filament. Ce sont des organismes procaryotes photosynthétiques. Elles possèdent des pigments de type caroténoïdes et chlorophyllien. Les cyanobactéries peuvent accumuler des nutriments et en faire des réserves. Certaines ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique grâce à l'enzyme nitrogénase ou de former des symbioses avec des végétaux ou champignons (Chorus & Bartram, 1999).

Leur reproduction est végétative : par bourgeonnement, division binaire ou divisions multiples. Selon les espèces et les conditions environnementales, la durée de multiplication varie de quelques heures à quelques jours (Chorus & Bartram, 1999).

Elles sont euryèces et peuvent donc supporter de grandes variations de température et de pH (Chorus & Bartram, 1999). Leur mode de vie peut être benthique, planctonique ou encore méroplanctonique* comme *Microcystis* (Misson *et al*, 2011). Dans les rivières lenticques ou les lacs, les cyanobactéries planctoniques sont majoritaires. Elles ont tendance à préférer la zone d'épilimnion* favorable au développement des phytoplanctons. On les retrouve principalement dans des milieux eutrophes.

2.1.1.2 Définition de l'eutrophisation d'un plan d'eau

L'eutrophisation correspond à un changement dans le niveau trophique du lac. Il correspond au passage d'un état oligotrophe ou mésotrophe à un état eutrophe voire hypereutrophe (cf. annexe 2). Elle est corrélée à un enrichissement en substances nutritives dissoutes (phosphore, azote...) entraînant une augmentation de la productivité des eaux (prolifération d'algues et de macrophytes). De plus, le lac s'appauvrit en oxygène et se comble avec le temps par sédimentation (Faurie *et al*, 1998).

L'eutrophisation d'origine anthropique est aussi appelée dystrophisation pour décrire un dysfonctionnement de l'écosystème (cf. annexe 2). Elle se produit lors d'apports excessifs de nutriments (Faurie *et al*, 1998).

2.1.1.3 Conditions environnementales optimales au développement des cyanobactéries

En présence de cyanobactéries, l'eau prend une couleur verte, bleue voire rouge en fonction des espèces. La surface de l'eau se recouvre d'une fine pellicule appelée écume ou bien encore « fleur d'eau » lorsque leur prolifération est intense. Généralement, les fleurs d'eau apparaissent au printemps, à l'été ou en automne, lorsque les conditions météorologiques sont douces.

De nombreux facteurs interviennent dans le déclenchement et l'amplification des proliférations des cyanobactéries. D'après le rapport de l'AFSSA/AFSSET (2006), ces micro-algues peuvent se développer correctement lorsque les concentrations en nutriments sont supérieures à 20 µg/l pour le phosphore (qui constitue le principal facteur limitant en eau douce) et 1 mg/l pour l'azote (Lévi *et al*, 2006). Elles nécessitent aussi la présence de dioxyde de carbone et de lumière (Chorus & Bartram, 1999) ainsi que d'une stabilité élevée de la colonne d'eau (faible débit, peu de brassage) (Berthon *et al*, 1996). La température et le pH sont des facteurs abiotiques influençant le développement des cyanobactéries et sont compris respectivement entre 15 et 30°C et 6 et 9 (Lévi *et al*, 2006). La profondeur est, elle aussi, un facteur influençant les processus de développement des cyanobactéries. En effet, elle intervient sur la disponibilité en nutriment (importance du ratio N/P) et en énergie lumineuse (Berthon *et al*, 1996). Dans les lacs profonds ou les retenues d'eau, une zone d'anoxie* se crée régulièrement à la surface des sédiments favorisant le relargage de phosphore par ces derniers. Cette situation d'anoxie est propice aux déclenchements de blooms* phytoplanctoniques (Leitão & Couté, 2005).

Toutefois, la plupart des études sur les conditions environnementales favorables aux cyanobactéries ont été produites pour l'espèce *Microcystis aeruginosa*. La question se pose alors quant à la transposition de ces valeurs de paramètres naturels aux cas des autres espèces.

2.1.1.4 Capacités d'adaptation des cyanophycées aux facteurs biotiques et abiotiques

Les cyanobactéries sont soumises à un contrôle "bottom-up" - par voie ascendante - pour l'accès à l'énergie fournie par la lumière et aux nutriments, ainsi qu'un contrôle "top-down" - par voie descendante - par les prédateurs et les parasites (Chorus & Bartram, 1999). Elles vont ainsi chercher à s'adapter à ces facteurs (cf. figure 2).

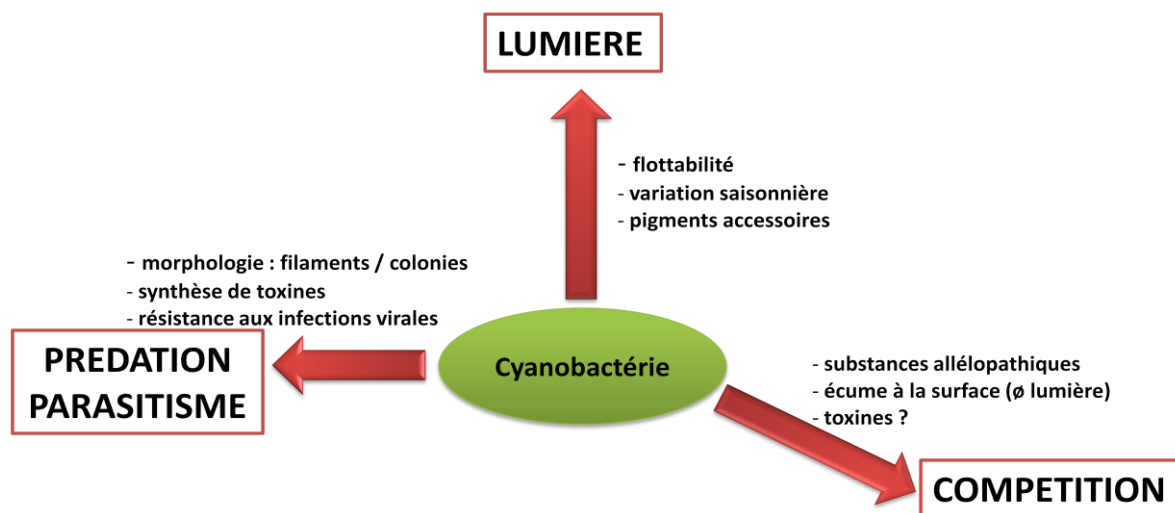


Figure 2 : Schéma des différentes capacités d'adaptation aux facteurs biotiques et abiotiques (d'après Lévi *et al*, 2006).

- Capacités d'adaptation aux facteurs abiotiques

En Bretagne, les cyanobactéries ont tendance à apparaître selon le rythme des saisons (cf. Figure 3), principalement entre mai et septembre. Cependant, elles peuvent être présentes durant

l'automne voire même durant l'hiver. Nous observons régulièrement la succession suivante : diatomées, chlorophycées et cyanobactéries (cf. figure 3) (Brient *et al*, 2001b).

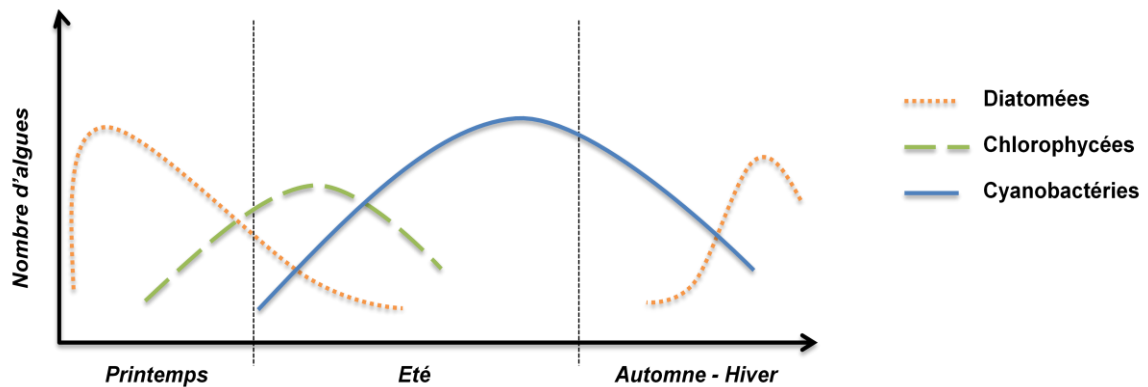


Figure 3 : Evolution des apparitions des différents phytoplanctons au cours du temps en Bretagne (D'après Leitão et Couté, 2005)

Certaines espèces de cyanobactéries (comme *Microcystis aeruginosa*) ont un cycle biologique qui suit les variations saisonnières afin d'optimiser leur survie en fonction des conditions environnementales. Par ailleurs, les pigments accessoires leur permettent de capter la lumière plus profondément, notamment en faisant varier le ratio phycocyanine/phycoérythrine.

Les déplacements verticaux constituent un caractère adaptatif apparu chez certaines espèces afin d'optimiser les ressources nutritives et lumineuses et peuvent se dérouler de manière journalière ou saisonnière. En effet, les cyanobactéries vont migrer vers la surface afin d'atteindre la zone euphotique. A cet endroit, l'intensité lumineuse y est plus forte (au minimum 1% de la lumière incidente) et la température de l'eau y est plus élevée. Ainsi, leur développement est facilité par les conditions environnementales et elles intensifient leur photosynthèse. Lorsqu'elles redescendent en profondeur, elles recherchent des nutriments de type phosphore et azote. Ces derniers proviennent du bassin versant et du stock interne des sédiments qui les accumulent au fil des années et qui devient une véritable source d'alimentation pour le phytoplancton (Aquascop, 2010). Elles peuvent aussi périr et se déposer dans le fond pour passer un ou plusieurs hivers.

- Capacités d'adaptation aux facteurs biotiques

Face aux prédateurs, les cyanobactéries savent se défendre efficacement. Leur morphologie en filament ou en colonie, les rend impropres à la consommation par la plupart des organismes brouteurs comme le zooplancton (Lévi *et al*, 2006). Ces algues bleues doivent être également compétitrices vis-à-vis des autres organismes phytoplanctoniques. Pour cela, elles possèdent certains avantages écologiques comme la possibilité de synthétiser des substances allélopathiques qui viendront perturber le cycle de vie de ses congénères. La possible influence des toxines sur les chlorophycées ou autres diatomées n'a pas encore été démontrée. De plus, lorsque les cyanobactéries prolifèrent jusqu'à former un bloom phytoplanctonique, elles limitent l'espace disponible pour les autres organismes phytoplanctoniques et augmentent la turbidité de l'eau empêchant alors la pénétration de la lumière. Dans ces conditions, les diatomées et les chlorophycées restantes meurent et précipitent dans le fond du lac (Lévi *et al*, 2006).

2.1.2 Des composés synthétisés dangereux : les cyanotoxines

Certaines cyanobactéries (près de 200 espèces dans le monde) appartenant à différents genres sont capables de produire des toxines impliquées dans des incidents sanitaires parfois graves. Ce sont des endotoxines qui sont synthétisées pendant la croissance de la cyanobactérie et diffusées dans l'environnement lors de la sénescence* et de la lyse* cellulaire naturelle ou non (Chorus & Bartram, 1999). Elles sont considérées comme un moyen de défense face aux prédateurs et aux compétiteurs phytoplanctoniques (cf. paragraphe 2.1.1.4).

Il existe 3 catégories de toxines : les dermatotoxines qui irritent la peau, les hépatotoxines qui s'attaquent au système hépatique (comme les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine) et les neurotoxines qui endommagent le système nerveux. Parmi ces dernières, nous retrouvons les saxitoxines et les anatoxines qui peuvent être mortelles (Chorus & Bartram, 1999 ; Leitão et Couté, 2005). Il existe près de 40 espèces de cyanobactéries toxiques connues. Dans le tableau 1, sont présentées les principales caractéristiques de 3 familles de cyanotoxines.

Tableau 1 : Description des différentes catégories de cyanotoxines (D'après Bouaïcha, 2001)

	Hépatotoxines	Neurotoxines	Dermatotoxines
Exemples	<ul style="list-style-type: none"> - Microcystines - Nodularine - Cylindrospermopsine 	<ul style="list-style-type: none"> - Saxitoxines (ex : PSP³) - Anatoxines - β-N-méthylamino-L-alanine (BMAA) 	<ul style="list-style-type: none"> - Lyngbyatoxine - LPS ? (lipopolysaccharides divers)
Exemples d'espèces associées	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Pseudoanabaena	Oscillatoria, Planktothrix
Modes d'action	Inhibition de la synthèse protéique en se liant à l'enzyme phosphatase des cellules du foie	Perturbation de la transmission nerveuse	Fixation sur les membranes cellulaires
Effets	Hépatotoxicité hémorragique, fibrose, cytolysse hépatique, tumeur au foie et au tube digestif	Maux de tête, malaise, vomissement, diarrhées, paralysie	Allergies cutanées : inflammations, démangeaisons, irritations ...

³ Paralytic Shellfish Poisoning que l'on retrouve dans les mollusques bivalves (Bouaïcha, 2001 ; AFSSA, 2003).

Les raisons pour lesquelles certaines cyanobactéries ont la capacité de synthétiser des toxines restent encore inconnues et complexes. Par ailleurs, il existe différentes souches d'une même espèce qui peuvent être toxiques ou non. Or, lors de comptage cellulaire, il nous est impossible de différencier les clones toxiques des clones non toxiques. Une cyanobactérie peut aussi produire par moments une toxine alors qu'à d'autres, elle sera inoffensive. Le paramètre « nombre de cellules/ml » ne suffit donc pas seul à évaluer le risque sanitaire. La toxicité des blooms annuels reste imprévisible (Lévi *et al*, 2006 ; Misson *et al*, 2011).

2.1.3 Conséquences des proliférations de cyanobactéries

2.1.3.1 Enjeux environnementaux

Le développement de cyanobactéries engendre des problèmes environnementaux qui peuvent affecter l'ensemble de la chaîne trophique. En effet, leur prolifération massive impacte l'ensemble du phytoplancton. C'est pour cela qu'une étude considère la réduction de l'indice de diversité phytoplanctonique comme un marqueur de l'arrivée d'un bloom de cyanobactéries (Wang *et al*, 2009). Par ailleurs, leur présence à la surface des eaux limite les échanges gazeux et empêche le réapprovisionnement de la masse d'eau en oxygène. D'autres mécanismes interviennent dans la consommation d'oxygène comme la dégradation de la matière organique par les bactéries. C'est l'ensemble du réseau trophique qui devient perturbé par l'anoxie du milieu (Lévi *et al*, 2006).

L'Homme peut aussi être gêné par des nuisances visuelles (écumes vertes ou rouges) ainsi que des nuisances olfactives issues de la production de molécules odorantes de type MIB et géosmine⁴ (Lévi *et al*, 2006). La prolifération de cyanobactéries, liée à l'eutrophisation des plans d'eau, génère des nuisances au niveau écologique, touristique mais aussi de la santé humaine.

2.1.3.2 Enjeux sanitaires

Les risques toxicologiques correspondent aux risques associés à l'exposition d'un individu ou d'une population cible à des contaminants présents dans différents milieux.

Aujourd'hui, des études montrent une bioaccumulation* de cyanotoxines chez les organismes aquatiques (poissons, zooplanctons, gastéropodes...) engendrée par leur alimentation (cyanobactéries ou organismes contaminés) ou par filtration de l'eau (de cyanotoxines dissoutes, au niveau des branchies) ainsi que chez certains animaux sauvages (oiseaux, rats...) ou domestiques (chiens, vaches...). Chez l'ichtyofaune*, les conséquences sont diverses : problèmes au foie, inhibition de la croissance et la mort (Bouaïcha, 2001 ; Briand *et al*, 2003 et Lance, 2008).

Par ailleurs, l'intoxication humaine peut se faire selon 3 vecteurs : les eaux de boissons, la baignade, la pratique d'activités nautiques et la consommation d'aliments contaminés. Les symptômes sont multiples : maux de tête, douleurs musculaires, troubles gastro-intestinaux, irritations cutanées... (cf. tableau 1). Ces derniers n'étant pas spécifiques, il est difficile de les associer à une contamination par des cyanobactéries. C'est pour cela que peu de cas sont recensés en tant que tel par la profession médicale (Lévi *et al*, 2006).

⁴ MIB (methylisobornéol) et géosmine : molécules odorantes libérées à la suite de la lyse cellulaire de cyanobactéries (Lévi *et al*, 2006)

2.1.3.3 Conséquences sur les usages

- Conséquences sur le traitement de l'eau

La prolifération d'algues filamenteuses ou en bâtonnets peut impacter les filières de traitement de l'eau potable. En effet, ces algues sont difficilement retenues par floculation et s'accumulent alors dans les filtres en les colmatant. De plus, lorsqu'elles sont dans le décanteur, les algues relarguent de l'oxygène qui remet en suspension les sédiments normalement stockés au fond et crée une gêne mécanique. Les cyanobactéries provoquent, par ailleurs, une gêne organoleptique. Lorsque la lyse cellulaire se produit, en réaction avec l'oxydant chlore, elles libèrent leur cytoplasme qui contient des molécules odorantes comme la géosmine qui reste dans l'eau potable et qui apporte un goût de vase à l'eau en sortie du robinet. Ainsi, les blooms de cyanobactéries impliquent dans la chaîne de traitement de l'eau potable, des coûts plus élevés et une altération de la qualité de l'eau distribuée.

- Conséquences sur le tourisme

L'eutrophisation des plans d'eau dégrade leur image esthétique. Ils sont souvent décrits comme des lacs pollués et parfois même toxiques. Généralement, leurs principaux atouts sont leurs activités de baignade, de loisirs nautiques et de pêche. Lorsque ces derniers sont restreints ou fermés, c'est l'attrait du lac qui en est perturbé. Les campings, hôtels, bases nautiques peuvent voir leur fréquentation diminuée et les conséquences économiques peuvent être grandes. En fait, c'est l'ensemble des activités dépendantes de la qualité de l'eau et du milieu aquatique qui sont affectées (baignade, pêche...).

2.1.4 Le cadre juridique pour une gestion du risque sanitaire

Aujourd'hui, il est difficile d'estimer la toxicité d'un bloom car celui-ci est extrêmement variable dans le temps et dans l'espace parfois dans un même plan d'eau. La complexité et la diversité de synthèse des toxines viennent s'ajouter à cette variabilité spatio-temporelle. Des mesures ont cependant été prises pour limiter les risques sanitaires.

2.1.4.1 Les cyanobactéries dans l'eau de baignade

Le contrôle sanitaire des eaux de baignade est régi par la directive 2006/07/CE de 2006 (abrogeant la directive 76/160/CEE du 8 décembre 1975). Même si la directive prévoit la réalisation d'un contrôle visuel pour détecter la présence de résidus goudronneux, de verre ou de plastique, d'une surveillance des cyanobactéries, des macro-algues et du phytoplancton ainsi que des mesures de gestion en cas de prolifération algale, la présence de ces éléments et notamment de cyanobactéries n'est pas prise en compte dans l'évaluation réglementaire de la qualité de l'eau qui reste basée sur des critères bactériologiques.

⁵ La directive sera abrogée par la directive 2006/7/CE à compter du 31 décembre 2014

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a publié des recommandations de gestion du risque sanitaire dans l'eau de baignade, sur la base de deux seuils d'alerte exprimés en nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre et en concentration de toxines. Depuis 2003, des recommandations de surveillance et gestion de phénomènes de prolifération de cyanobactéries dans des eaux de baignade, reprenant cet avis, ont été établies par la Direction Générale de la Santé⁶ sur la base d'un avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France du 6 mai 2003 (cf. figure 4).

La surveillance en routine de l'Agence Régionale de la Santé (ARS) correspond à un comptage cellulaire des cyanobactéries à une fréquence bimensuelle. Dès que les analyses montrent une quantité de cyanobactéries supérieure à 20 000 cell./ml, la fréquence de prélèvement devient hebdomadaire. Lorsque le densité cellulaire dépasse le seuil des 100 000 cell./ml, l'ARS mesure chaque semaine la concentration de trois microcystines de l'eau de baignade (en microcystine-LR). Les analyses sont réalisées par des laboratoires agréés au titre du contrôle sanitaire des eaux par le ministère chargé de la Santé. L'ARS transmet, pour le compte du préfet, des recommandations en fonction du niveau d'alerte atteint (cf. figure 4) aux responsables juridiques de la baignade. Ces derniers ne sont pas obligés de suivre l'avis sanitaire. Cependant, le préfet dispose d'un pouvoir de substitution qu'il peut utiliser lorsqu'il estime que le responsable de la zone de baignade ne met pas en œuvre les mesures garantissant la protection des usagers (M. Richard, comm. pers.).

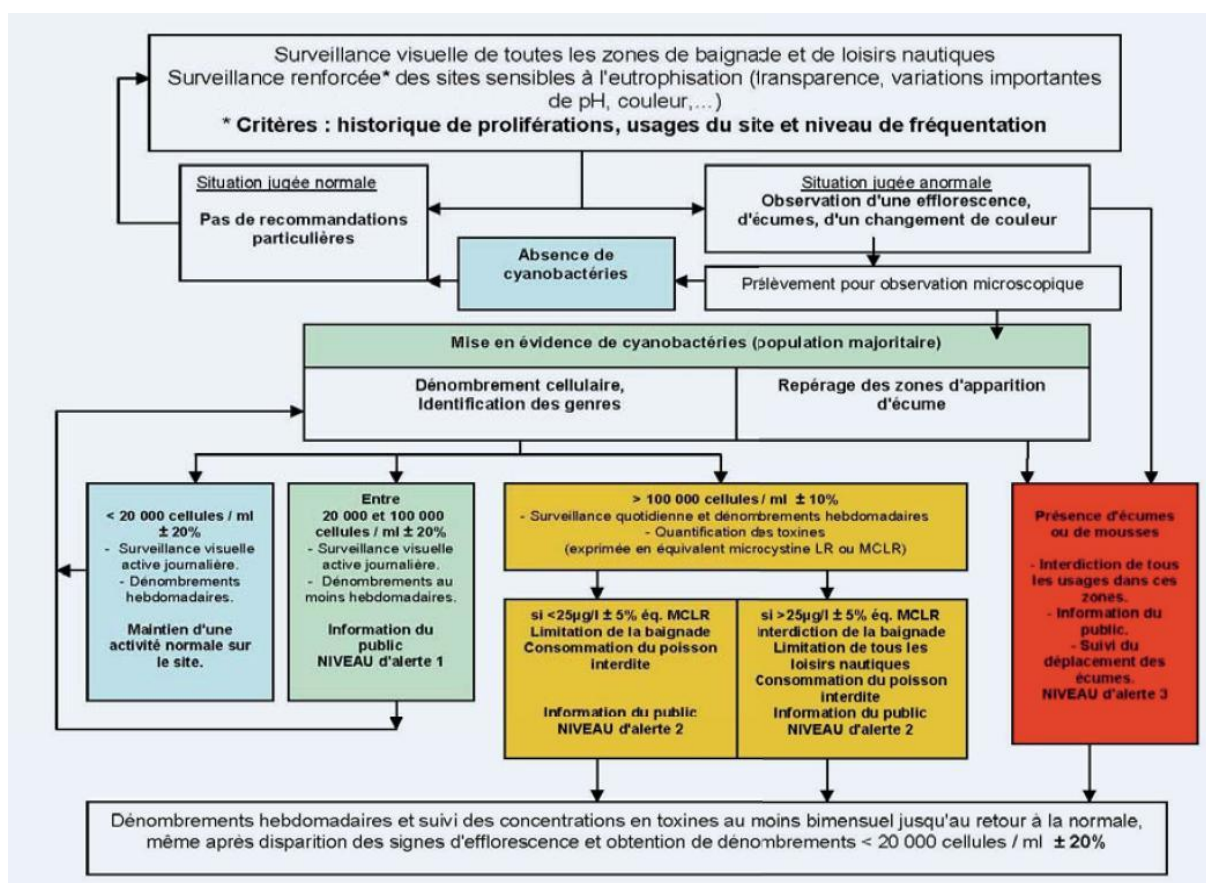


Figure 4 : Baignades et activités nautiques : les différents niveaux d'alerte relatif aux proliférations de cyanobactéries (MCLR = Microcystine-LR⁷) (d'après la circulaire DGS/SD7a n°2003- 270 du 4 juin 2003)

⁶ Circulaires DGS7a n° 2033-270 du 4 juin 2003 et DGS/SD7A/2004-364 du 28 juillet 2004.

⁷ Microcystine LR : molécule constitué de 7 acides aminés dont deux sont variables, ici la leucine et l'arginine.

Les proliférations très importantes qui se manifestent par la présence d'écumes et de mousses peuvent conduire à l'interdiction des usages.

De nouvelles recommandations ont été émises par l'ANSES ; celle-ci propose d'interdire la baignade en cas de dépassement des 100 000 cell./ml (à +/- 20%) et interdire les activités nautiques et la baignade lorsque la quantité de microcystines totale dépasse le seuil de 13 mg/l (à +/- 5%). Ces recommandations n'ont, à ce jour, pas été clairement transposées par la DGS dans les instructions adressées à ses services recommandés (ARS). Dans l'état actuel des technologies disponibles, les mesures effectuées peuvent établir ces concentrations avec une précision allant jusqu'à 10 ng/l (Lévi *et al*, 2006).

2.1.4.2 Les cyanobactéries dans l'eau potable

Le paramètre de concentration en microcystine LR, seule toxine pour laquelle une valeur toxicologique de référence pour l'eau de boisson a été fixée par l'OMS, a été introduit dans le code de la santé publique en France en 2001. La limite est fixée à 1 µg en microcystine-LR par litre d'eau potable distribuée (fractions intracellulaires et solubles). En 2007, la DGS a en outre recommandé de rechercher les autres cyanotoxines. Si l'exposition est chronique, le seuil est abaissé à 0,1 µg/L.

L'Agence Régionale de la Santé (ARS) gère les prélèvements et les analyses d'eaux brutes. Elle a établi un programme de surveillance de la qualité de l'eau potable à 3 niveaux :

- Eau brute au niveau du point de prélèvement de l'usine,
- Eau traitée ou mise en distribution : à la sortie de l'usine,
- Eau distribuée : au niveau « du robinet » du consommateur (lieux publics), une fois que l'eau a été amenée par le réseau de distribution afin de détecter une possible dégradation lors du transport (Mme Beillon, comm. pers.).

La fréquence des prélèvements d'eau effectués pour la surveillance est fonction des débits (pour les eaux de ressources et de production) et de la population qui est alimentée dans le cas de l'eau de distribution (cf. Arrêté du 11 Janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution). L'ARS peut demander ou imposer aux distributeurs d'eau, en cas de dépassement des limites de concentration, des mesures correctives voire une restriction d'usage de l'eau et l'ARS en informera la population.

2.1.4.3 Gestion des activités de pêche en cas de prolifération

Les risques de contaminations de la chair de poissons par les cyanotoxines ont été évoqués dans le paragraphe 2.1.3.2. Plusieurs recommandations sont issues de ces craintes. Plus particulièrement, il est déconseillé aux pêcheurs de consommer les poissons en provenance d'un plan d'eau contaminé par les cyanobactéries (Comité de coordination de toxivigilance, 2008 et la circulaire DGS 25/07/2008 suite à l'avis de l'AFSSA du 5 Juin 2008). La gestion du risque de contaminations par ingestion de poissons issus d'un plan d'eau où prolifèrent des cyanobactéries s'effectue aujourd'hui au cas par cas car elle n'est pas encadrée juridiquement. Par exemple, suite à une forte mortalité de poissons dans la Loue (rivière du Jura) en 2010, le préfet a signé un arrêté d'interdiction de consommation des poissons pêchés qui a ensuite été abrogé l'année suivante en corrélation avec les résultats des premières analyses de concentrations de cyanobactéries⁸.

⁸ <http://ars.franche-comte.sante.fr/Cyanobacteries-dans-la-Loue.95802.0.html>

2.2 Le phosphore dans l'environnement

Le phosphore, facteur limitant du développement des cyanobactéries en eaux douces, est le principal levier d'actions sur lequel l'homme peut agir pour maîtriser les proliférations de ces micro-organismes (cf. paragraphe 2.1.1.3). Il est donc important de comprendre les réactions biogéochimiques dans lesquelles le phosphore intervient ainsi que les moyens de transfert de cet élément dans l'écosystème.

2.2.1 Le phosphore : un élément qui s'accumule dans l'écosystème

2.2.1.1 L'élément phosphore et son cycle

Le phosphore est le 11^{ème} élément le plus abondant sur Terre et il est indispensable à la vie des organismes vivants. Il se retrouve dans les sols, les roches, les sédiments, les eaux et sous forme organique chez les végétaux et les animaux. Il intervient dans les chaînes métaboliques et améliore la croissance des végétaux.

Le cycle du phosphore décrit par la figure 5 est à considérer seul car les échanges mis en jeu sont extrêmement lents. Le phosphore n'a pas de forme gazeuse (contrairement à l'azote), il s'accumule dans l'écosystème terrestre. Le cycle a été modifié par l'homme par l'ajout important de phosphore dans les sols à travers le développement de l'agriculture (Lemerrier, 2003 et CSEB, 2005).

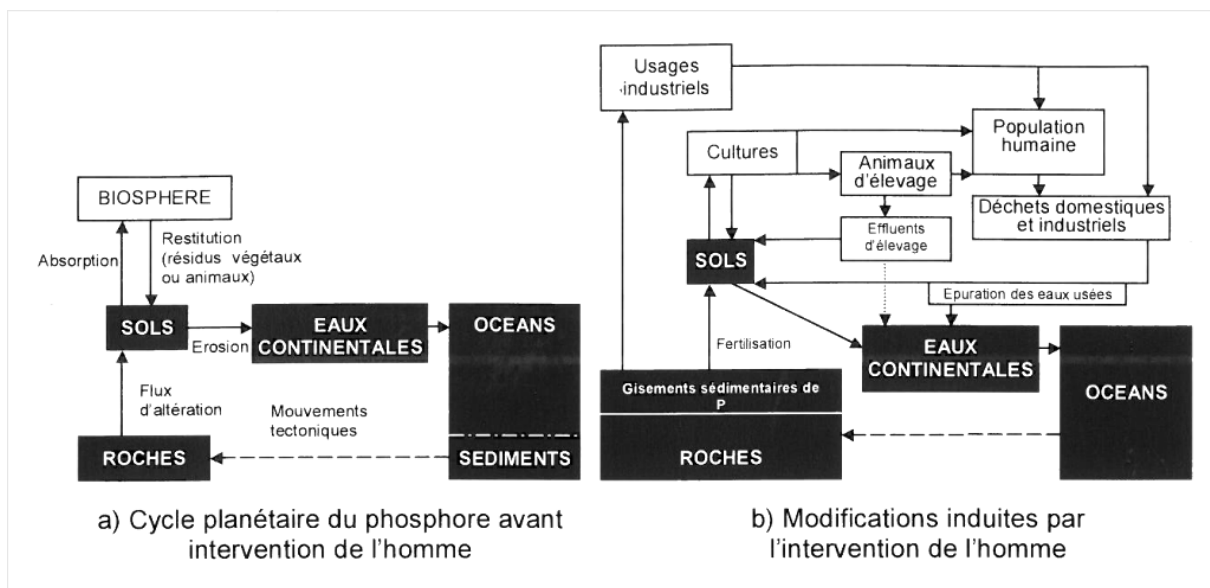


Figure 5 : Cycles du phosphore avant et après modifications par l'homme (Lemerrier, 2003)

La capacité d'adsorption du phosphore par le sol est limitée. La saturation du sol en phosphore (%) équivaut à la teneur en P du sol sur la teneur en éléments caractérisant la capacité de fixation du P. Au Québec, on prend l'aluminium et au Pays-Bas, on considère la somme du fer et de l'aluminium (Mérot (coord.), 2006). Cet indice n'est pas défini de façon standardisée à l'échelle de la France.

2.2.1.2 Les formes du phosphore

Les formes du phosphore sont très variées : particulaires ou solubles, de nature organique ou minérale (tableau 2). On peut le retrouver sous forme d'ions hydrolysables (diphosphates, triphosphates) ou associé à des composés calciques (lessives, détergents, apatite), ferriques (strengite), lié à l'aluminium (variscite) ou aux argiles (Lévi *et al*, 2006).

Tableau 2 : Les différentes formes du phosphore (d'après Lemerrier, 2003)

Formes minérales	Ions orthophosphates PO_4^{3-} , libres ou associé à de la MO, acide phosphorique, polyphosphates
Formes organiques	Trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre...

On mesure le phosphore sous 3 formes : le phosphore total (P_{tot} qui correspond au phosphore particulaire et soluble), le phosphore biodisponible (en P_2O_5) et le phosphore soluble (PO_4^{3-}). Les conversions entre chaque molécule sont disponibles dans le tableau 3.

Tableau 3 : Conversion des différentes formes de phosphore (Lemerrier, 2003)

	Phosphore (P)	Phosphate (PO_4^{3-})	Acide phosphorique (P_2O_5)
Poids moléculaire	31	95	142
P	1	3,06	2,29
PO_4^{3-}	0,33	1	0,75
P_2O_5	0,44	1,34	1

La plupart des associations du phosphore sont très complexes ce qui implique des difficultés de compréhension des différents mécanismes mis en jeu dans l'environnement.

2.2.1.3 Les stocks de phosphore dans l'environnement

Le phosphore est un élément qui peut se stocker dans le sol, dans l'eau et dans les sédiments des cours d'eau, plans d'eau et estuaires. A l'origine, il est issu de l'érosion des roches mais l'homme en a très rapidement exploité les gisements.

Une grande partie des sols bretons sont limoneux avec un pouvoir fixateur très élevé pour le phosphore. La moyenne départementale du Morbihan est d'environ 400 ppm de P (méthode Dyer⁹) dans les sols (Bertrand *et al*, 2005). Le phosphore dans le sol est généralement fixé aux particules du sol ou présent dans la solution en plus faible quantité. Les végétaux sont capables d'assimiler uniquement les orthophosphates (P dissous). Le transfert par ruissellement du phosphore se fait majoritairement sous forme particulaire. Par contre, dans l'eau, le phosphore est présent sous forme soluble et particulaire. Dans ce cas, on définit le phosphore soluble comme une molécule dont la taille est inférieure à 0,45 μm . Le phosphore particulaire interagit avec le phytoplancton pour être assimilé (cf. figure 6) (CSEB, 2005).

⁹ Le phosphore Dyer est issu de la détermination du phosphore soluble à partir de l'acide citrique à 20 g/l.

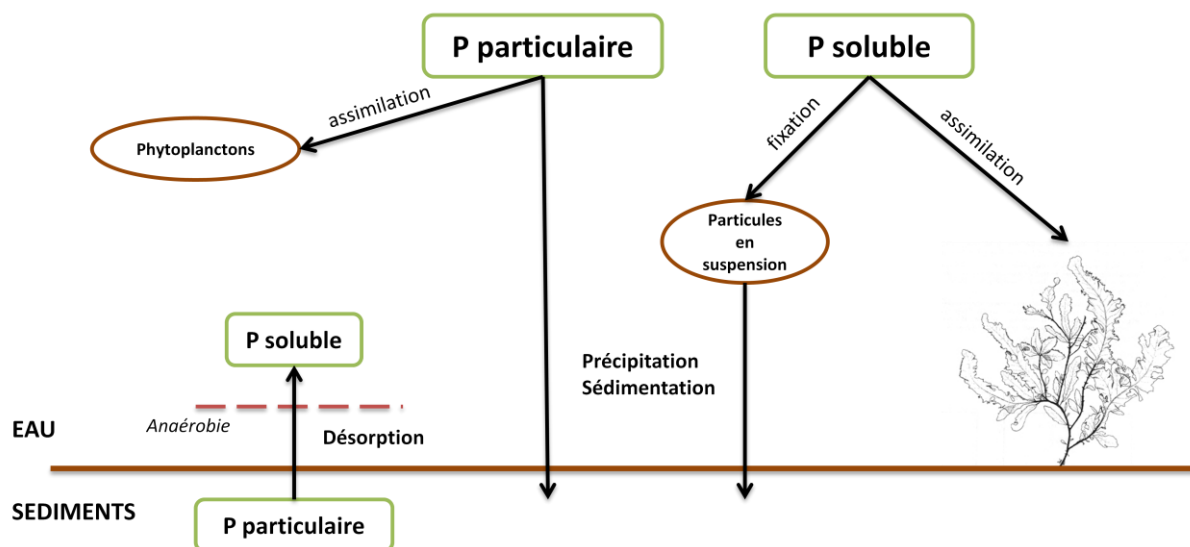


Figure 6 : Les différents comportements du phosphore dans l'eau (d'après CSEB, 2005)

Dans les eaux douces non polluées, la concentration du phosphore soluble est inférieure à 15 µg/l. Dans les sols, il est présent en faible quantité soit de 0,04 à 0,1 kg P/ ha sur 30 cm (Lévi *et al*, 2006).

Les sédiments constituent un stock important de phosphore dont 70% est lié au fer et à l'aluminium. Le relargage de cet élément s'observe particulièrement lorsque des conditions d'anoxie s'établissent à l'interface eau-sédiments. Une succession de réactions d'oxydoréduction a alors lieu à la surface des sédiments :

- désoxygénation
- réduction du nitrate
- réduction du manganèse
- réduction du fer (relargage du phosphore)
- réduction du sulfate (Lemercier, 2003).

2.2.1.4 Les sources de phosphore

En France, 71 000 tonnes de phosphore total seraient rejetées chaque année dans les eaux superficielles (cf. tableau 4) dont 50 % correspondent à des rejets agricoles, 30 % d'origine urbaine et 20 % d'origine industrielle (Pellerin, 2000). A l'échelle de la Bretagne, les rejets agricoles sont plus importants compte-tenu d'un système intensif d'élevage et représentent environ 70% des flux de phosphore à destination du réseau hydrographique (CSEB, 2005). Depuis les années 60, le phosphore était principalement présent dans les engrais, les lessives, les détergents ... Deux types de sources sont à l'origine des excès en phosphore dans les eaux : les « sources ponctuelles » et les « sources diffuses » qui se différencient par la prise en compte ou non des conditions météorologiques et donc des épisodes de crues (cf. tableau 4).

Tableau 4 : Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d'après CSEB, 2005 et Dorioz *et al*, 2007)

Activités	Phosphore provenant de	
	Sources ponctuelles	Sources diffuses
	Il y a une origine bien localisée dans l'espace. Il est transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines	Il passe par, dans ou sur le sol et il est transféré lors des périodes pluvieuses
Villes et villages (domestiques)	Rejets rivières après traitement individuel Rejets des stations de traitements des eaux usées	Ruissellement urbain
Agricole	Fuites liées aux stockages Rejets liés aux activités de transformation	Ruissellement sur les bâtiments, cours de ferme Contributions des terres agricoles
Industrie	Rejets d'eaux usées	Ruissellement sur les infrastructures
Zone « naturelle »		Bruit de fond Erosion

Même en l'absence d'apport de phosphore sur les parcelles, le stock dans le sol continuera à alimenter significativement le réseau hydrographique pendant près de 10 ans. C'est ce que l'on appelle le « bruit de fond naturel ou géologique ». Il équivaut à environ 0,2 kg de P_{tot} /ha/an (Lemerrier, 2003).

Les formes d'apports de phosphore sur les sols proviennent essentiellement des déjections animales et des engrais minéraux. Les lisiers ont des compositions différentes selon le système d'élevage d'où ils proviennent. Par exemple, l'ordre de grandeur du ratio P_2O_5/N pour les lisiers issus d'élevages bovins est de 0,44, de 0,62 pour les élevages porcins et de 1,03 pour les volailles. Un épandage équilibré pour l'azote peut provoquer une surfertilisation phosphorée (Lemerrier, 2003 et d'après entretiens). L'évaluation des rejets d'origine agricole est difficile à réaliser car les caractéristiques des transferts de phosphore (flux, concentration, formes...) sont variables et dépendantes des conditions météorologiques. Les rejets issus de l'assainissement collectif sont mieux connus grâce à des suivis réguliers des concentrations en sortie de stations d'épuration.

2.2.1.5 Les voies de transfert de phosphore vers le réseau hydrographique

Le phosphore provient principalement des apports agricoles (organiques et minéraux) ainsi que des rejets urbains. L'agriculture apporte cet élément à travers les effluents épandus, la fertilisation minérale et les fuites des sièges d'exploitations. Une partie de cet apport agricole est stockée dans le sol, une autre est prélevée par les végétaux et le reste est transporté par l'eau issue du ruissellement vers le réseau hydrographique. Les réseaux d'assainissement, quant à eux, produisent des boues riches en minéraux qui sont ensuite épandues sur les terres agricoles. Par ailleurs, quelques rejets ponctuels riches en phosphore sont déversés directement dans les cours d'eau. Ils peuvent provenir des industries, des communes et des stations d'épuration. Un schéma synthétique des différentes voies de transfert du phosphore est présenté en figure 7 (Bertrand *et al*, 2005 et Dorioz *et al*, 2007).

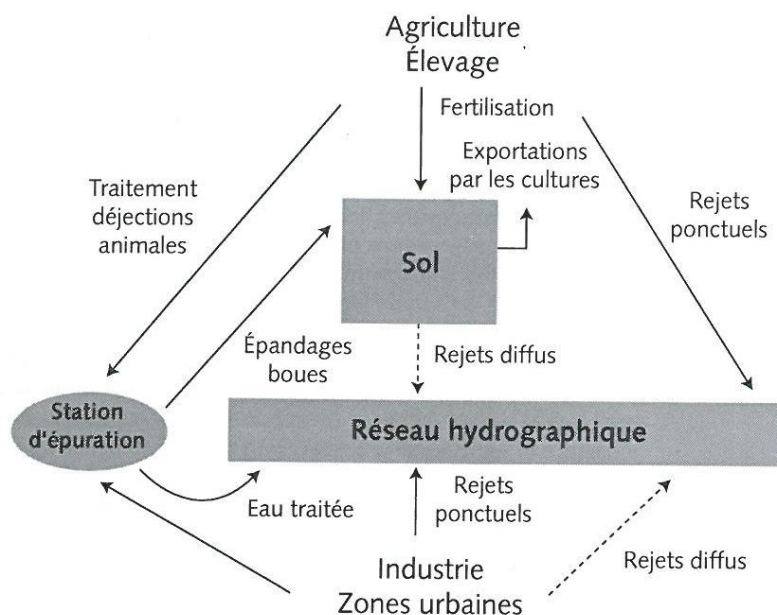


Figure 7 : Les différentes voies de transfert du phosphore vers le réseau hydrographique (Dorioz *et al*, 2007)

Le transfert du phosphore du sol vers le réseau hydrographique s'effectue principalement par les processus de ruissellement et d'érosion (sous forme particulaire et soluble) et dans un second temps, par le biais de la lixiviation vers la nappe. Le flux moyen régional de phosphore vers le cours d'eau est estimé à 2 kg de P total/ha/an en Bretagne (Lemerrier, 2003) mais varierait de 0,1 à 2,5 kg de P/ha/an (M^{me} Tico, comm. pers.).

Le ruissellement intervient lorsque l'eau de pluie ne s'infiltre plus dans le sol, soit à cause d'une saturation du sol en eau, soit car la pluviométrie est plus importante que la capacité de rétention en eau du sol. L'eau entraîne des éléments solubles mais aussi des particules de sol : c'est le phénomène d'érosion (Mérot (coord.), 2006).

2.2.1.6 Tendances d'évolution des teneurs en phosphore dans les eaux et sols bretons

Les teneurs en phosphore dans les eaux bretonnes sont en légère baisse sur les deux dernières décennies surtout depuis ces dernières années. La figure 8 montre la répartition des stations de mesures dans les cours d'eau selon leur classe de qualité annuelle, pour les matières phosphorées (phosphore dissous et particulaire). On associe cette diminution à une meilleure maîtrise des rejets urbains et industriels (DREAL Bretagne, 2012). Cependant, ce graphique a été réalisé à partir de moyennes annuelles de concentrations en phosphore et les dépassements de seuil occasionnels ainsi que leur fréquence ne sont pas représentés. Or, les transferts de P ont lieu en grandes parties lors d'épisodes pluvieux qui passent parfois inaperçus dans les réseaux de suivi.

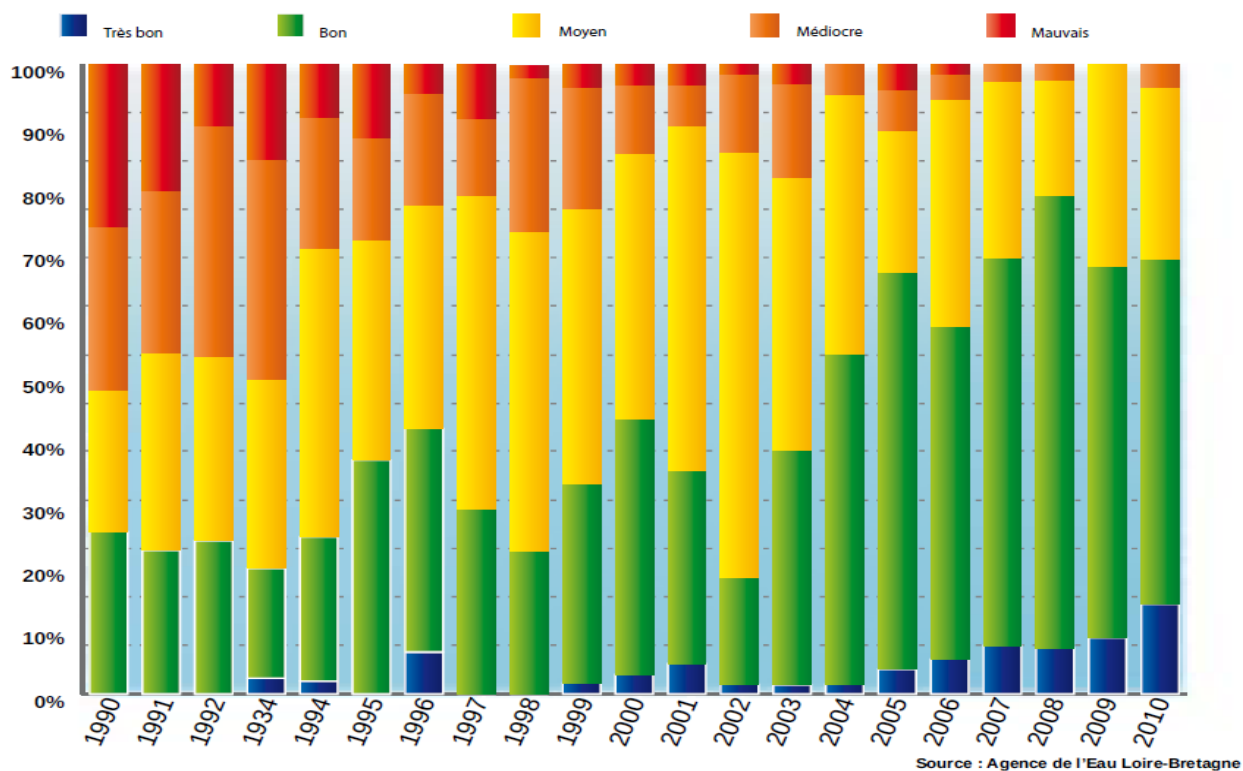
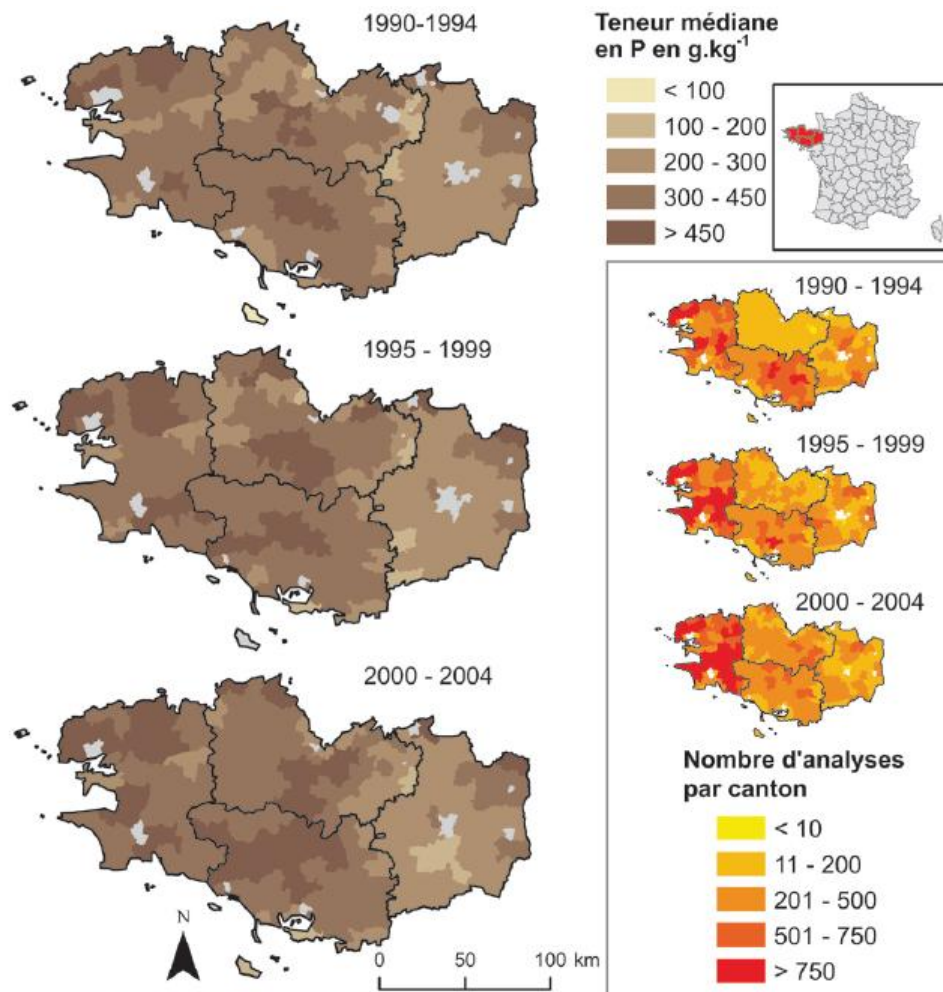


Figure 8 : Répartition des stations par classe de qualité en matières phosphorées (DREAL Bretagne, 2012)

Par ailleurs, on observe une pollution en phosphore des eaux plus marquée dans l'Est de la Bretagne (DREAL Bretagne, 2012).

La Bretagne est une région très excédentaire en phosphore dans les sols. En effet, ce surplus est principalement dû aux importantes quantités d'effluents épandues sur les terres ainsi qu'à leurs compositions riches en phosphore. Le stock ainsi créé correspond à un apport non prélevé par les végétaux. Il s'accumule au cours du temps et est susceptible d'être transporté par les eaux ruisselantes (Antoni *et al* (coord.), 2011).

Au fur et à mesure du développement de l'agriculture, les sols sont passés d'un état de carence en phosphore à un état de surstockage en près de 50 ans. La teneur en phosphore Dyer a évolué de 150 mg/kg de terre (valeur recommandée 220-250 mg/kg) à 500-1000 mg/kg de terre de P₂O₅ assimilable en Bretagne avec des pics atteignant 2000 mg/kg (CSEB, 2005). La moyenne des médianes cantonales a augmenté de 27 mg P/kg entre les périodes 1980-1985 et 1995-1999 et les teneurs en P Dyer se sont amplifiées dans 63% des cantons (Dorioz *et al*, 2007). Dans les horizons de surface, les valeurs oscillent entre 300 et 450 g/kg de phosphore et aucune diminution nette du stock de phosphore assimilable n'est visible entre 1990 et 2004 sur la figure 9 (Antoni *et al* (coord.), 2011).



Source : Gis Sol, BDAT, 2011 ; IGN, Geofla®, 2006.

Figure 9 : Evaluation des teneurs médianes cantonales en phosphore assimilable des horizons de surface des sols agricoles bretons (Antoni *et al* (coord.), 2011).

2.2.2 Principes de la limitation du phosphore provenant des systèmes d'assainissement

Le phosphore d'origine domestique est souvent disponible pour les plantes (phosphates dissous) mais cela va dépendre du type de traitement affecté aux boues de station d'épuration (STEP). Des progrès doivent encore être faits dans le cas de l'assainissement non collectif (ANC). Peu de suivis sont réalisés chez les particuliers ainsi que peu d'études sur l'impact de l'ANC à moyen terme.... On peut aussi se demander quel est le pourcentage d'abattement du phosphore dans les installations individuelles (Lemerrier, 2003).

2.2.2.1 Les améliorations du réseau d'assainissement collectif

Les premières actions pour diminuer le phosphore dans les réseaux d'assainissement ont été d'interdire la mise sur le marché de lessives domestiques contenant des phosphates (décret n° 2007-491 du 29 mars 2007). Depuis les années 90, les lessives contiennent de plus en plus de molécules de substitution aux phosphates pour ne plus dégrader l'environnement¹⁰. L'article 24 de la loi Grenelle I prévoit l'interdiction des phosphates dans tous les produits lessiviels d'ici fin 2012. L'Union Européenne a récemment réglementé les teneurs maximales en phosphore dans les lessives et détergents pour lave-vaisselle.

Par ailleurs, le traitement du phosphore est rendu obligatoire par le SDAGE Loire-Bretagne (2009) dans toutes les stations d'épuration (STEP) dont la capacité est supérieure à 2000 Equivalents-Habitants à compter de 2013 (Conseil Général du Morbihan, 2012a).

Les procédés physico-chimiques et biologiques d'élimination du phosphore dans les eaux usées sont :

- Précipitation chimique (chlorure ferrique, sulfate d'aluminium, chaux),
- Techniques de cristallisation et d'absorption sur lits (fer et aluminium),
- Procédés biologiques : croissance d'algues, de macrophytes, de bactéries ... où le phosphore est incorporé dans la biomasse (Lemerrier, 2003).

L'abattement du phosphore peut atteindre jusqu'à 95% pour les STEP les plus grandes qui sont généralement en boues activées avec des traitements complémentaires spécifiques du phosphore. Les lagunes et les filtres plantés de roseaux ont un rendement moyen de 50% en abattement phosphore. Par contre, 12.5% seulement des STEP du Morbihan enlèvent le phosphore de manière « poussée » (cf. tableau 5) (Bertrand *et al*, 2005).

Tableau 5 : Performances des différents process des stations d'épuration (Bertrand *et al*, 2005)

Procédé d'épuration	Performances d'enlèvement du phosphore	Devenir du phosphore particulaire
Lagune	40-50 %	Sédimentation en fond de bassin et évacuation dans les boues de curage
Boues activées « standard »	30 %	Stockage dans les boues
Boues activées et traitement poussé du phosphore	60% (biologique) à 95 % (chimique)	Stockage dans les boues : + 200 à 300 % de phosphore dans les boues, d'où un doublement ou un triplement des surfaces exigées, et des quantités de boues plus abondantes (+ 25 %)

¹⁰ http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degredation/08_pollution.htm

Le SATESE du Morbihan (Service d'Appui Technique à l'Épuration et au Suivi des Eaux) a été créé afin de valider les équipements et données d'autocontrôles des stations d'épuration et de conseiller techniquement les exploitants et les maîtres d'ouvrage de projets concernant l'assainissement collectif. Le SATESE permet aux collectivités ou autres maîtres d'ouvrage adhérents de disposer d'un avis technique indépendant sur le fonctionnement des stations d'épuration (Conseil Général du Morbihan, 2012b)¹¹. Depuis 2009, les critères de population et de potentiel fiscal conditionnent l'éligibilité des maîtres d'ouvrages qui pourront bénéficier de l'appui technique du SATESE (d'après la LEMA 2006). Par ailleurs, un observatoire de l'assainissement s'est créé pour maintenir une connaissance générale de l'assainissement collectif sur le département (Conseil Général du Morbihan, 2012b).

Certaines sources de phosphore sont encore mal maîtrisées comme la perte d'eaux usées non traitées, la déphosphatation qui n'est jamais totale... De plus, le phosphore extrait des eaux usées se retrouve dans les boues qui sont ensuite épandues sur les terres agricoles. Il se retrouve ainsi dans le cycle du phosphore du sol.

2.2.2 Les améliorations des installations d'assainissement non collectif

Le contrôle des installations autonomes s'effectue par le SPANC : Service Public de l'Assainissement Non Collectif. Ce dernier a aussi une fonction de conseiller auprès des usagers. Depuis le 1^{er} janvier 2006, les communes qui n'ont pas de dispositifs collectifs doivent mettre en place un service public d'assainissement non collectif (d'après Code Général des collectivités territoriales articles L 224-8 et 9). Une charte « qualité de l'assainissement en domaine privé » ainsi que des guides de communication en direction du grand public sont disponibles. Malgré plusieurs dispositifs mis en place pour encadrer les personnes possédant des installations individuelles, les traitements du phosphore sont pratiquement inexistantes. L'abattement en phosphore des installations autonomes est très peu connu et rarement évalué. C'est pourquoi, il est difficile aujourd'hui de l'estimer.

2.2.3 Principes de la limitation du phosphore d'origine agricole

Afin de gérer au mieux les entrées de phosphore sur les sols agricoles, les pratiques dans les exploitations évoluent. Sans aborder globalement les questions relatives aux systèmes de productions, les principaux leviers d'actions sont décrits au niveau de l'alimentation animale, de la fertilisation organique et minérale et du traitement des déjections animales.

¹¹http://www.morbihan.fr/UserFile/file/Conseil_general_ActionsProjets/envir/eau/Politique_Eau_Web_Janv_2012.pdf

2.2.3.1 Equilibre de la fertilisation phosphorée

D'après l'étude de Pellerin *et al* (2000), la fertilisation équilibrée doit prendre en compte les besoins et exigences des cultures, le pouvoir fixateur du sol, les apports antérieurs et le régime de restitution par les résidus de culture. Les principes du raisonnement de la fertilisation phosphatée sont formalisés par le COMIFER. Les apports à la parcelle correspondent à des impératifs agronomiques mais aussi à d'autres contraintes diverses (éloignement des parcelles, réglementations...) (Fourrié *et al*, 2011).

Le SDAGE Loire-Bretagne a intégré dans la disposition 3B-1 l'équilibre de la fertilisation phosphorée dans les dossiers ICPE (Installation Classée pour la Protection de l'Environnement) pour 10 bassins versants de Bretagne. Les exploitations soumises au 3B-1 peuvent demander des aides proposées par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, afin d'investir dans du matériel d'extraction ou de concentration du phosphore (Landrain & Pape, 2012).

Par ailleurs, l'arrêté du 7 février 2005 fixe les règles techniques que doivent suivre les élevages bovins, volailles et porcs soumis à autorisation. Les installations classées soumises à déclaration ont, quant à elles, peu de réglementations concernant le phosphore. Un arrêté préfectoral du 4 août 2006 décrit quelques pratiques pour une gestion raisonnée de son exploitation : alimentation, abreuvement à la rivière, couverts végétaux d'hiver, bande enherbée... (GBO, 2010).

2.2.3.2 Gestion des apports minéraux

Dans certaines situations agronomiques, les engrais minéraux notamment le Starter ont un effet sur la croissance des pousses mais cet avantage agronomique est ensuite neutralisé (Préfecture de Bretagne, 2005). Cependant, il faut souligner l'inutilité d'épandre une très grande quantité d'engrais minéraux en Bretagne, dans de nombreux cas, sur les sols déjà très enrichis en phosphore (cf. paragraphe 2.2.1.5).

La gestion des apports minéraux consiste à ajuster les quantités en fonction des besoins des cultures et apporter les engrais aux périodes recommandées. De plus, l'ion phosphate, assimilé par les cultures, ne représente que 0.5% du phosphore total du sol. Il provient principalement du déstockage de P_2O_5 adsorbé sur la matière organique et le complexe argilo-humique du sol (Landrain & Pape, 2012). Sa faible mobilité oblige les agriculteurs à épandre près des racines des végétaux afin d'éviter de trop grandes pertes dans le milieu naturel (Mérot (coord.), 2006).

Les apports minéraux ont fortement baissé en Bretagne (8 kg P_2O_5 /ha fertilisable en 2010) et sont le plus souvent limités aux fumures starter pour les cultures à cycle court (maïs, légumes) qui ont besoin de disposer dans la phase de démarrage de phosphore soluble. Pour limiter ces pratiques aux situations qui le justifient, des messages techniques sont régulièrement apportés aux agriculteurs : pas d'apport systématique, limitation de la dose à 30 unités (soit 60-70 kg /ha de 18-46) en sachant que le plus important est le positionnement à coté et sous la graine (M^{me} Tico, comm. pers.).

2.2.3.3 Diminution du phosphore dans l'alimentation animale

Le phosphore est un élément présent dans l'alimentation animale mais qui est souvent peu digéré. En effet, les deux tiers voire les trois quarts du phosphore assimilé sont éliminés dans les déjections. Celui-ci se retrouve ensuite sur les terres agricoles et va rejoindre pour partie l'écosystème aquatique pour s'y accumuler (Lemercier, 2003).

Afin de réduire la quantité de phosphore dans les déjections porcines, l'alimentation « biphasé » s'est développée depuis les années 90 dans les élevages. Cette pratique consiste à distinguer deux périodes avec deux aliments successifs : aliments de « croissance » puis de « finition » pour le porc charcutier et des aliments pour la phase de gestation et d'allaitement des truies (Agreste, 1998). La quantité de phosphore dans les rejets a pu ainsi être diminuée de 15% (Mérot (coord.), 2006). D'autres méthodes existent comme l'ajout de phytases (enzymes dégradant les phytates, formes du phosphore dans les végétaux) dans le blé ou le seigle qui permet d'améliorer la digestibilité du phosphore contenu dans les aliments. Les teneurs en phosphore des rejets animaux peuvent être diminuées jusqu'à 20-30% (Pointillart, 1994 et Fourrié *et al*, 2011).

2.2.3.4 Traitement des déjections animales

Le traitement des déjections animales (lisiers, fumiers) est imposé aux grands élevages des Zones d'Excédent Structurel (ZES) au regard de la Directive Nitrates. Les exploitations (ICPE) produisant plus de 25 000 unités d'azote, quant à elles, doivent traiter le phosphore. Ce procédé est particulièrement présent dans la gestion des exploitations porcines (Lemercier, 2003).

La résorption des effluents peut se faire par un traitement du lisier en station d'épuration ou en usine de méthanisation. Le phosphore est alors extrait par séparation de phase, par centrifugation ou par décantation. Le compostage de lisier sur paille ou sur déchets verts est un autre procédé de traitement (Fourrié *et al*, 2011).

Une alternative au traitement des déjections animales peut être leur transfert vers des zones en déficit ou un échange d'effluents entre exploitations (Fourrié *et al*, 2011 ; Landrain et Pape, 2012). C'est une solution qui peut être efficace mais qui comprend quelques contraintes réglementaires et sanitaires. Il faudra aussi prendre en compte la composition de ces produits organiques qui diffère selon les systèmes de production. Par exemple, une fertilisation à base de fumiers de volailles (P/N équilibré) impliquerait une sous fertilisation azotée et donc un apport minéral en azote supplémentaire.

Les efforts doivent donc porter sur des pratiques différentes selon les exploitations :

- sur les apports en phosphore absorbable pour les exploitations laitières,
- sur l'alimentation (phytases) et le transfert de déjections pour les exploitations avicoles,
- sur la réduction des intrants minéraux, le gain de surface et l'alimentation pour les exploitations porcines (Mérot (coord.), 2006).

2.2.3.5 Maîtrise des fuites d'effluents depuis les sièges d'exploitation

Afin d'éviter les fuites d'effluents depuis les sièges d'exploitation, des améliorations au niveau des bâtiments sont envisageables. En effet, les capacités de stockage des engrais de ferme peuvent être augmentées afin d'empêcher les rejets non contrôlés d'effluents (Mérot (coord.), 2006). Par ailleurs, les aires d'exercices non couvertes et les chemins d'accès peuvent favoriser le ruissellement et accélérer ainsi les transferts de phosphore vers le réseau hydrographique. Leur aménagement peut donc s'avérer utile.

2.2.4 Principes de la limitation des transferts de phosphore (ruissellement, érosion)

2.2.4.1 Accumulation du phosphore issu du ruissellement et de l'érosion

Les périodes de crues favorisent les transferts de phosphore qui s'accompagnent de fortes concentrations en matières en suspension. 70 à 80% du phosphore est libéré lors des crues en Bretagne (préfecture de Bretagne, 2005). Les eaux de ruissellement s'enrichissent en phosphore soluble et en phosphore lié aux particules érodées. Le schéma de la figure 10 représente le chemin d'un atome de phosphore lors d'une crue. La quantité de phosphore total dans l'eau est dépendante du taux d'érosion (CSEB, 2005). Les pertes par érosion sont proportionnelles aux teneurs en P et les pertes par lessivage à la saturation. Les québécois prennent en compte les pertes par lessivage à la différence de la France (Mérot (coord.), 2006). Ces derniers considèrent que la lixiviation est un phénomène peu fréquent et peu conséquent (CSEB, 2005). Par ailleurs, les flux de phosphore sont corrélés négativement à la teneur en matière organique. En effet, la matière organique permet de maintenir une surface structurée et stable résistant davantage au phénomène de ruissellement et d'érosion (préfecture de Bretagne, 2005).

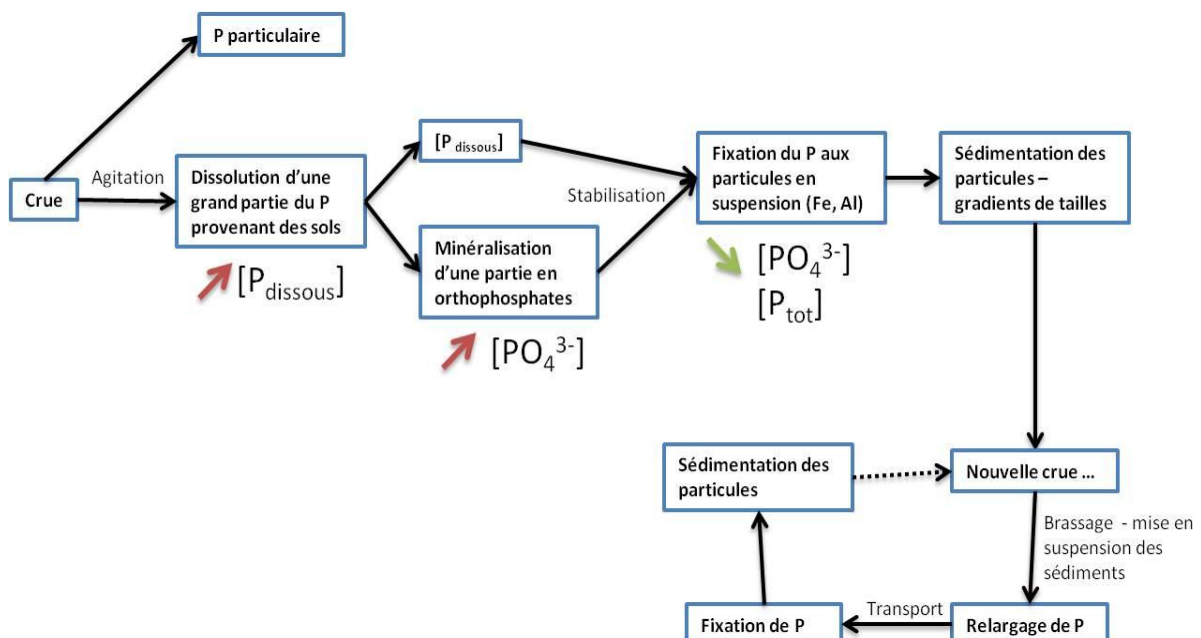


Figure 10 : Transport des particules de sol lors d'une crue (d'après Lemerrier, 2003)

La figure 10 illustre l'impossibilité de distinguer le phosphore issu du ruissellement provoqué par la crue de celui issu de la remise en suspension et/ou du relargage des sédiments.

2.2.4.2 Evaluation des risques de transfert de phosphore

Les facteurs de risque de transfert de phosphore du sol vers le réseau hydrographique correspondent aux facteurs sources, de transferts et les facteurs de « connexion ».

Les facteurs sources se définissent, dans le cas du risque de transfert de phosphore, par le stock de cet élément dans le sol et par les apports annuels sur les parcelles. Les apports annuels proviennent principalement des épandages de lisiers et/ou de fumiers, des déjections animales et des engrais. L'évaluation du risque dépendra alors de la fréquence des apports, du délai entre l'application et l'incorporation dans le sol, du type d'apport, de la période d'épandage ainsi que de la méthode d'incorporation (CSEB, 2005).

Les facteurs de transferts sont liés aux phénomènes de ruissellement et d'érosion. Ils prennent en compte l'état de surface des sols (compactage, battance), le profil des sols (hydromorphie), la pente (inclinaison et forme), la couverture des sols et l'orientation des travaux sur les parcelles (CSEB, 2005). En effet, un sol nu en hiver ou encore un travail du sol parallèle à la pente favorise le ruissellement.

Les facteurs de connexion au réseau hydrographique correspondent aux éléments du paysage qui constituent un frein au transfert de phosphore (CSEB, 2005). Les obstacles au transfert de phosphore sont décrits dans le paragraphe suivant.

Cependant, à l'échelle du bassin versant, certaines parcelles sont davantage soumises aux risques de transfert de phosphore. En effet, cela peut dépendre aussi de la forme du bassin versant, de la dynamique des écoulements dans le bassin (temps de transfert) et du rôle épurateur des surfaces (Mérot (coord.), 2006).

Des outils sont mis à la disposition des collectivités locales notamment comme Territ' Eau¹² sur le site Agro-transfert. Ce dernier est mis à disposition pour l'aménagement du paysage et la gestion spatiale des activités agricoles, en vue d'une meilleure maîtrise de la qualité de l'eau.

2.2.4.3 Obstacles freinant le transfert de phosphore

On recense aujourd'hui plusieurs barrières au transfert de phosphore.

- A l'échelle de la parcelle

Le choix des cultures a une importance dans la limitation du transfert de phosphore par ruissellement et érosion en sélectionnant par exemple des plantes à cultures rapides et à fort recouvrement de sol. En effet, les couverts végétaux vont jouer le rôle de ralentisseur de la vitesse de circulation de l'eau ruisselante et ainsi limiter le phénomène d'érosion. Ils permettent de réduire le transport du phosphore total et plus particulièrement du phosphore particulaire (Fourrié *et al*, 2011). Plusieurs conseils peuvent être donnés aux agriculteurs comme limiter les successions culturales laissant les sols nus pendant l'hiver et systématiser l'implantation de cultures intermédiaires (moutarde, cultures intermédiaires piège à nitrates (CIPAN) ...).

¹² http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/

De ce point de vue, la disparition constatée de près du quart des prairies permanentes (STH : surface toujours en herbe) entre les deux recensements agricoles de 2000 et 2010 dans le département du Morbihan (Agreste, 2012) constitue une évolution défavorable (M. De Barmon, com. pers.).

Certains procédés de travail du sol permettent de réduire le transport du phosphore par les eaux. Par exemple, le labour effectué perpendiculairement à la pente est un atout pour limiter le ruissellement. On peut aussi utiliser des techniques culturales conservatrices des sols (semis direct, billons, cultures intercalées...) et éviter les retournements de prairies permanentes en zone de bas fond (Fourrié *et al*, 2011). Sur des parcelles drainées, la suppression du labour réduit les transferts de P total par ruissellement mais accroît les pertes de P dissous par le drainage. Or le drainage permet d'évacuer l'eau « en excès » directement dans le réseau hydrographique. Ainsi, le labour des parcelles drainées est une méthode efficace pour limiter le transfert de phosphore, particulièrement dans les bassins versant très agricoles (Fourrié *et al*, 2011). Les conditions anaérobies à la surface du sol peuvent aussi impliquer de fortes teneurs en P dissous en favorisant la libération des orthophosphates par le fer (Dorioz, 2007). Sur des sols drainés, le phosphore qui s'infiltré est plus facilement fixé au sol (préfecture de Bretagne, 2005).

- A l'échelle des éléments semi-naturels des agrosystèmes

Les obstacles au ruissellement permettant un abatement en phosphore sont les talus, les haies, les bandes enherbées, les zones enherbées (prairies) et les zones humides. L'orientation et la composition des haies ainsi que la présence ou non de fossé et de talus influencent respectivement la quantité d'eau ruisselante et sa charge en polluants (cf. figure 11). Les ripisylves bloquent une partie des eaux et des particules de sols en provenance des parcelles juste avant son déversement dans le réseau hydrographique. C'est pour cela qu'il est important de limiter au maximum les points d'abreuvement du bétail à la rivière afin d'éviter la destruction des berges (Fourrié *et al*, 2011). Les prairies intercalées entre les cultures et les bandes enherbées ainsi que les ceintures de talus de bas fond jouent un rôle tampon (piégeage des charges polluantes). L'absorption s'effectue principalement dans la zone racinaire. Les dispositifs enherbés peuvent diviser approximativement par 2 les apports des parcelles en phosphore (Dorioz, 2007). Les quantités de P_{tot} entraînées sur une prairie par ruissellement sont comprises entre 0.2 et 2 kg/ha. La perte de phosphore est plus forte sur des cultures (blé, maïs) car le couvert végétal est faible lorsque le risque d'érosion et de ruissellement est fort (Mérot, 2006). De plus, les talus de ceinture de bas-fond permettent d'éviter les remontés de nappes. Cependant, à long terme, les dispositifs enherbés tampons peuvent perdre leur fonction à cause de la saturation des particules du sol en phosphore qui limite leur capacité de fixation. Elles deviennent alors une source de phosphore (CSEB, 2005 ; Mérot, 2006 et Dorioz, 2007). Il peut être intéressant alors d'extraire le phosphore des zones humides par exportation des végétaux (Préfecture de Bretagne, 2005 et Fourrié *et al*, 2011).

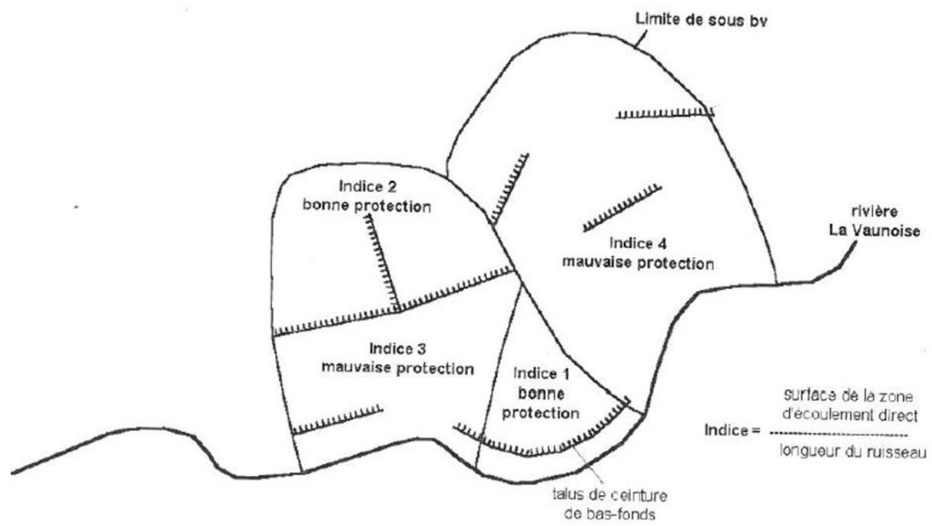


Figure 11 : Indice bocager et vulnérabilité du cours d'eau (Mérot (coord.), 2006)

Résumé

- ✘ Les cyanobactéries sont des micro-organismes aquatiques, procaryotes, photosynthétiques.. Leur prolifération, qui constitue une des manifestations possibles de l'eutrophisation de masses d'eau, est un phénomène complexe favorisé par des teneurs élevées en phosphore, des températures clémentes et des eaux calmes. Certaines espèces sont capables de libérer des toxines pouvant engendrer des risques sanitaires.
- ✘ Les proliférations de cyanobactéries sont à l'origine de conséquences environnementales, sanitaires et économiques.
- ✘ Les risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries dans les eaux font l'objet d'une surveillance réglementaire qui considère la concentration en cyanobactéries et en cyanotoxines pour la baignade et les activités aquatiques (seuils de 20 000 et 100 000 cellules de cyanobactéries/ml, et de 25 µg/L en microcystine-LR), et la concentration en cyanotoxines pour l'eau potable (seuils de 1 µg/L en microcystine totale pour l'eau distribuée). La consommation de poissons pêchés dans un plan d'eau contaminé est en outre déconseillée.

- ✘ Le phosphore est le facteur limitant de l'eutrophisation en eau douce (alors que c'est l'azote en milieu marin). Ce nutriment est donc un levier d'actions de maîtrise des proliférations de cyanobactéries.
- ✘ Le phosphore existe sous formes dissoute et particulaire. Il ne présente pas de phase gazeuse. Il s'accumule dans les sols et les sédiments des rivières, estuaires et plans d'eau.
- ✘ En Bretagne, le phosphore provient principalement des rejets agricoles et secondairement de l'assainissement.
- ✘ En Bretagne, les teneurs en phosphore dans les eaux sont assez modérées et ont tendance à diminuer ces dernières années. Les teneurs en phosphore des sols bretons sont par contre élevées et en augmentation.
- ✘ Les transferts de phosphore vers les eaux s'effectuent essentiellement par érosion et ruissellement lors des épisodes pluvieux. Les pratiques culturales à la parcelle, ainsi que les éléments semi-naturels des écosystèmes (zones humides, haies, talus, ...) peuvent influencer sur ces transferts.

Chapitre 3

Diagnostic du Lac au Duc: situation et actions engagées

3 Diagnostic du Lac au Duc : situation et actions engagées

3.1. Le bassin versant Yvel-Hyvet et les flux de phosphore

3.1.1 Données de cadrage sur le bassin versant

Le bassin versant de l'Yvel-Hyvet s'étend sur 37 465 ha et se partage sur 3 départements : Morbihan (71%), Côtes d'Armor (17%) et Ille et Vilaine (12%) et 22 communes (figure 12). Il se décompose en 16 sous-bassins versants (GBO, 2010) (cf. annexe 3).

Ce bassin versant s'inscrit dans le bassin de l'Oust, lui-même composante du bassin de la Vilaine.

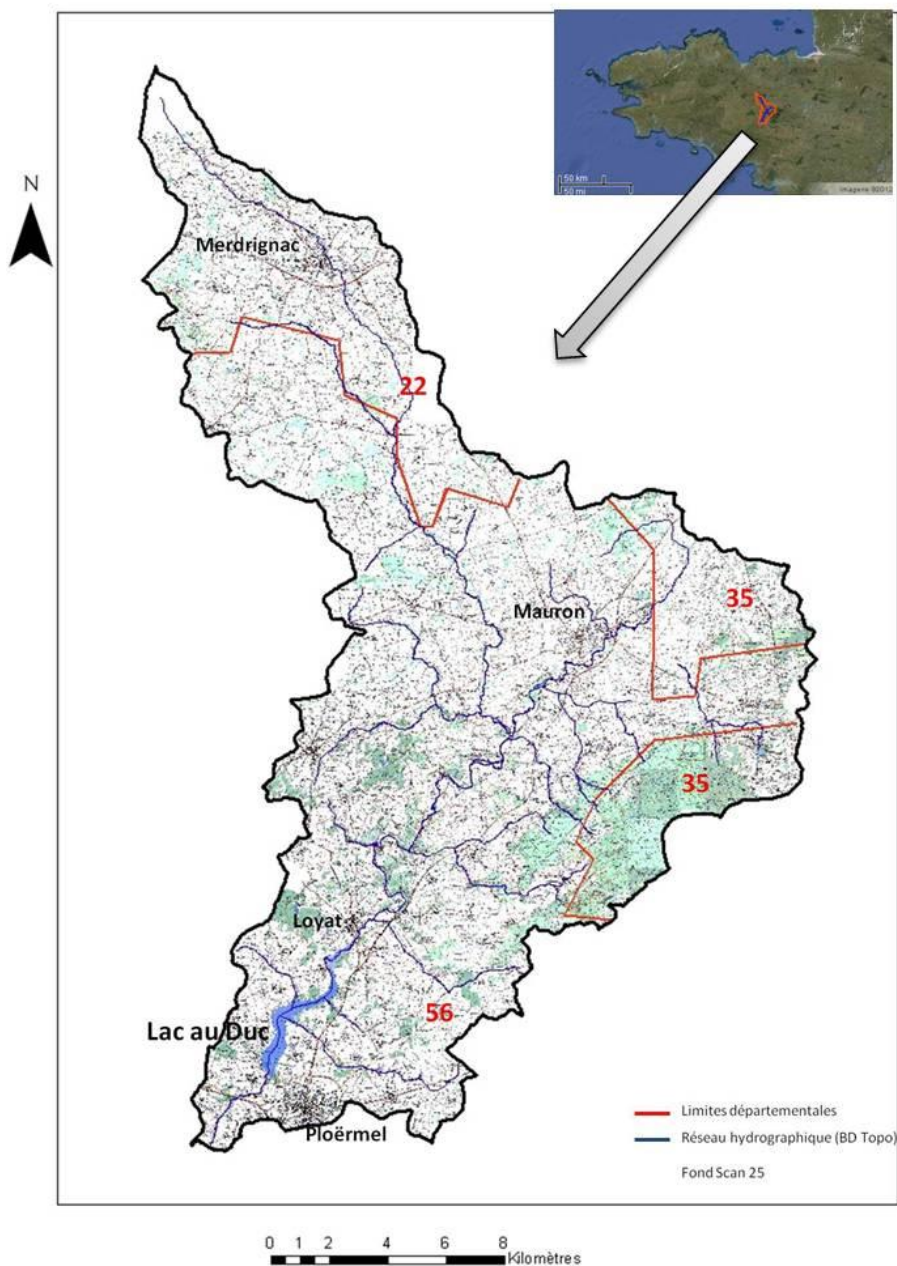


Figure 12 : Carte du bassin versant Yvel-Hyvet et localisation du Lac au Duc

3.1.1.1 Géologie et types de sol du bassin versant

Le bassin versant Yvel-Hyvet se situe dans le massif armoricain, principalement sur des roches sédimentaires du Briovérien ainsi que sur des séries sédimentaires et du plutonisme d'âge paléozoïque. Il est majoritairement localisé sur des formations schisteuses qui favorisent le ruissellement et génèrent des débits d'étiage assez peu soutenus.

Des zones de grès et de granite sont présentes respectivement à l'est et au nord du bassin (GBO, 2010). Les sols peu profonds parfois podzoliques des buttes, localement gréseux, et les sols bruns à lessivés issus de schiste tendre représentent 46% de la surface du bassin de Ploërmel. 33% de la surface correspond à des sols bruns à peu lessivés des plaines et plateaux cultivés issus de schiste tendre. Sur le profil d'un versant du bassin, on recense du haut de la butte au talweg, des brunisols moyennement profonds, des néoluvisols profonds rédoxiques et des fluvisols-rédoxisols profonds (apports colluvio-alluviaux) (Lemercier (coord), 2011).

L'altitude moyenne du bassin de Ploërmel est de 73 m avec un maximum atteignant 158 m (Lemercier (coord), 2011). Les pentes peuvent être supérieures à 6% sur certains secteurs (GBO, 2010).

Les sols sont plutôt riches en matières organiques principalement en aval (4-5% en moyenne) (GBO, 2010). Le pouvoir fixateur de phosphore du sol est réduit mais les sols sont moins sensibles à la battance et au ruissellement (CSEB, 2005). En annexe 4, une carte de l'aléa érosif des sols pour le territoire du SAGE Vilaine est disponible mais aucune carte illustrant ce risque d'érosion à l'échelle du bassin versant de l'Yvel n'a été recensée durant l'étude.

Le bassin versant Yvel-Hyvet a des teneurs en phosphore dans les sols modérées au regard du contexte breton. En effet, sur la période 2000-2004, 60% de la surface en terres contenait 200-300 mg P₂O₅ par kg de sol et 40% avec 300-400 mg P₂O₅ par kg de sol (Antoni *et al* (coord.), 2011 et M^{me} Tico, comm. pers.). Une carte des teneurs médianes en phosphore de l'horizon de surface pour la période 2000-2004 sur le territoire du SAGE Vilaine est présente en annexe 5.

3.1.1.2 Un réseau hydrographique altéré par des recalibrages anciens et des pratiques actuelles

Le réseau hydrographique du bassin versant (d'après carte IGN 1/25 000) s'étend sur 325 km de cours d'eau (GBO, 2010). L'Yvel prend sa source dans le Mené sur la commune de Saint-Vran (22) et se jette, en aval du Lac au Duc, à la confluence du Ninian, ce dernier constituant un affluent de l'Oust (GBO, 2010).

Les précipitations sur le bassin versant Yvel-Hyvet sont parmi les plus faibles dans le département du Morbihan avec des normales de précipitation (moyenne 1971-2000) comprises entre 700 et 750 mm (Belloncle *et al*, 2010). Le diagramme ombrothermique (cf. figure 13) représente l'évolution sur l'année de la température et des précipitations mensuelles moyennes sur 30 ans de données issues de Météo France de la station météorologique de Ploërmel.

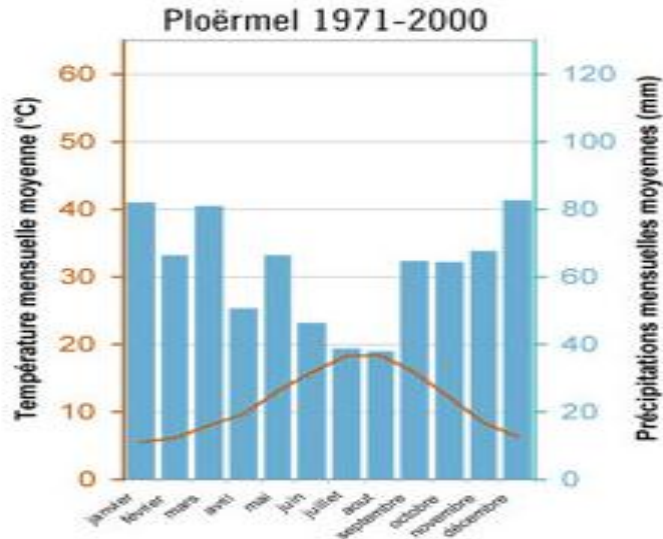


Figure 13 : Diagramme ombrothermique pour la station de Ploërmel sur la période 1971 à 2000 (Belloncle *et al*, 2010)

Les débits moyens mensuels à l'exutoire de l'Yvel sont présentés en figure 14. Ils varient de 0,17 m³/s en août à 5,44 m³/s en janvier (synthèse Banque Hydro¹³, calcul du 09/06/2012, intervalle de confiance 95%). En été, les périodes d'étiages sont fréquentes.

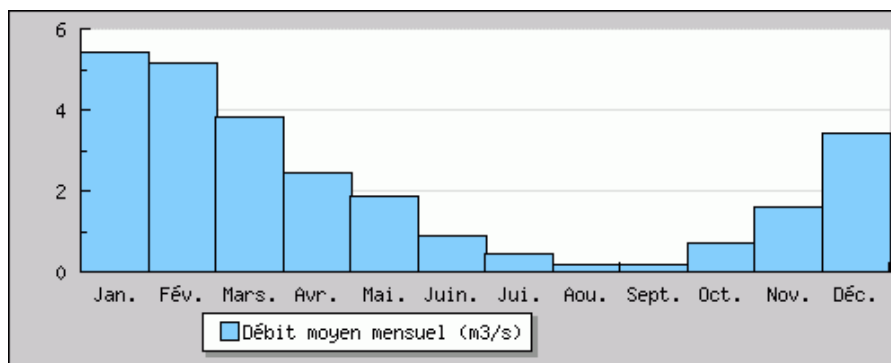


Figure 14 : Evolution du débit moyen mensuel de l'Yvel (valeurs Hydro calculées le 09/06/2012 à partir de 45 ans de données)

D'après l'inventaire du GBO (2010), 58% du linéaire de cours d'eau est en mauvais ou très mauvais état. Les berges sont principalement dégradées par des points d'abreuvement du bétail qui favorisent l'érosion de particules de terres et leur transport vers le cours d'eau. Par ailleurs, 62% du linéaire a été recalibré dans le cadre d'anciennes opérations de remembrements à la fin des années 60 (M^{me} Guichard, comm. pers.). Une étude préalable au Contrat Territorial Milieu Aquatique (CTMA) est en cours de réalisation depuis septembre 2010 afin d'établir un diagnostic de la qualité de l'hydromorphologie du cours d'eau (chemins de l'eau, altérations, débits, ...). Plusieurs enjeux et objectifs ont été identifiés dans cette étude mais ne sont pas encore validés. Les principaux enjeux identifiés sont la sécurité des personnes et des biens, la qualité du patrimoine naturel et du paysage ainsi que les usages. Par exemple, une des missions est d'atteindre le bon état écologique sur 61 ou 80% du linéaire et d'assurer la continuité écologique (GBO & SEEGT, 2011).

¹³ A Loyat, code station J8363110 sur <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

3.1.1.3 Populations et occupation du sol

Le bassin versant s'étend sur 37 465 ha (GBO, 2010). La principale commune du bassin est Ploërmel avec 9 008 habitants recensés en 2009 (source INSEE). La deuxième commune est Mauron avec 3 234 habitants puis Merdrignac avec 2 916 habitants (source INSEE). La densité de population moyenne du bassin est d'environ 60 habitants/km². Ce bassin peut donc être considéré comme rural. La surface agricole utile (SAU) est de 23 372 ha soit 62% de la surface totale du bassin. On recense 3,6% de surface urbanisée (GBO & SEEGT, 2011). La surface artificialisée moyenne départementale est de 12,9% (Belloncle *et al*, 2010).

En termes d'occupation du sol, plus de 70% de la surface totale du bassin se trouvent en cultures et prairies temporaires (cf. figure 15).

**Occupation du sol du bassin versant Yvel-Hyvet
(source Costel Land Cover)**

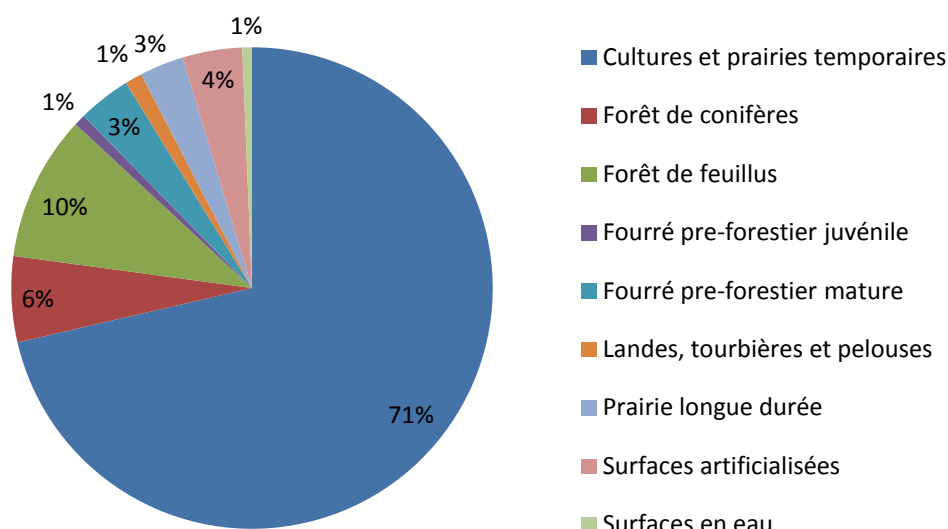


Figure 15 : Occupation du sol sur le bassin versant Yvel-Hyvet

3.1.2 Un bassin versant agricole en zone d'actions complémentaires

3.1.2.1 L'activité agricole et les flux de phosphore associés

Le bassin versant de l'Yvel est très agricole et comprend environ 422 exploitations majoritairement en élevages hors sol et en vaches laitières. Les principales cultures annuelles sont de type céréales à paille et maïs. Il existerait environ 3538 ha de parcelles agricoles drainées (GBO & SEEGT, 2011). On recense 595 exploitants (Agreste, 2011 et GBO, 2010). Le nombre d'unités grands bovins (UGB) est estimé à 80 269 têtes. En 10 ans, le nombre de bovins et de porcs a diminué de 4% alors que la quantité de poules pondeuses et de poulets de chair s'est accrue respectivement de 40% et 60% (Agreste, 2011). Une comparaison des types d'exploitation entre 2000 et 2010 est représentée figure 16.

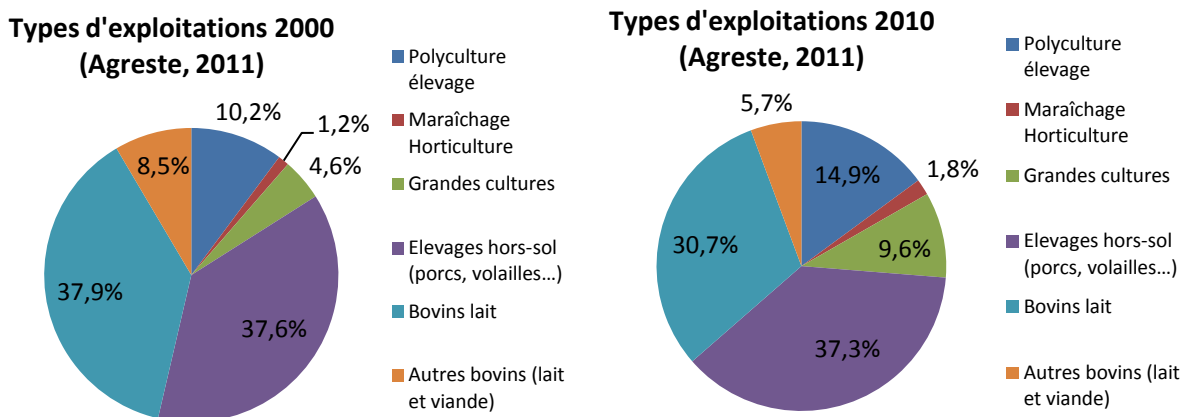


Figure 16 : Types d'exploitation sur le bassin versant de l'Yvel en 2000 et 2010 (Agreste, 2011)

En 2010, la quantité d'azote brut était de 2 846 t pour une pression de 174 kg/ha de SAU.

La pression en phosphore organique brut s'élève à 110 kg/ha de SAU (références CORPEN 2006) pour une quantité de près de 1 800 tonnes pour le bassin versant en 2010. En comparaison avec d'autres bassins versants du Morbihan, la pression azotée est assez similaire alors que la pression phosphorée est plus élevée (Agreste, 2011). Le phosphore agricole proviendrait à 31% des élevages bovins, à 32% des élevages porcins et à 37% des élevages avicoles (M. Ariaux, comm. pers.).

Une étude plus précise sur le phosphore agricole est réalisée par la Chambre d'Agriculture et le GBO au sein du groupe technique « Lac au Duc ».

3.1.2.2 Les éléments enherbés et arborés de l'espace agricole

Les prairies permanentes et temporaires représentent de 10 à 40% de la SAU (cf. annexe 6). Les sous-bassins du Ramée, des sources Hyvet, de Gaël et de Camet sud possèdent 32 à 40% de prairies alors que les sous-bassins de Brambily, de Gué d'Yvel et du bord de l'étang ont une surface en prairie de 10 à 20% (GBO, 2010). Cependant, les prairies « longue durée » ne représentent que 3% sur le territoire (cf. figure 15).

La densité bocagère a diminué de près de 70% entre 1968 et 2004 et est aujourd'hui de l'ordre de 69 m/ha de surface totale ; mais seuls 30% des éléments du bocage ont un rôle antiérosif. Sur les 2 580 km de haies et talus recensés, 10% sont à moins de 20 m d'un cours d'eau, 18% entre 20 et 50 m et 28% entre 50 et 100 m (GBO, 2010). Nous n'avons pas d'informations quant à l'orientation de ces haies. Ces calculs ont été réalisés par le Syndicat Mixte du Grand Bassin de l'Oust à partir de photographies aériennes. Une carte représentant la répartition du bocage sur le bassin versant est disponible (GBO, 2010). Nous pouvons faire le constat d'une densité bocagère faible (M. Mérot, comm. pers.)

Les zones humides sont recensées sur chaque commune, par le GBO, suivant les recommandations du SAGE Vilaine. On distingue les zones humides réellement identifiées par le GBO sur le terrain et les zones humides potentielles qui ont été caractérisées par Agrotransfert Bretagne. Le rapport des deux méthodes d'inventaires des zones humides équivaut à 36% (GBO, 2010). Depuis le 3^{ème} programme d'actions de la Directive Nitrates, les agriculteurs ont l'obligation de mettre en place des bandes enherbées sur 5 m au minimum au bord des cours d'eau. Le linéaire hydrographique pris en compte par les agriculteurs est celui apparaissant dans les arrêtés préfectoraux définis dans le cadre des BCAE : Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales. Il s'appuie principalement sur les cartes de l'Institut Géographique National au 1/25 000^{ème} comme le stipulent la loi Grenelle II et l'article L211-14 du code de l'environnement.

Bien sûr, les zones humides peuvent être localisées sur l'ensemble de la SAU. 8,3% de la surface inventoriée sur le bassin versant (27 000 ha) serait en zones humides effectives, principalement le long des cours d'eau, dont 75% en cultures (prairies temporaires ou cultures annuelles) (GBO, 2010).

Un classement des parcelles à risque de transfert de pesticides a été réalisé par le GBO (GBO, 2010). D'après le classement effectué par le GBO, 70% des parcelles du bassin versant seraient à risque moyen à fort vis-à-vis du risque de transfert de pesticides. Cette évaluation prend en compte de nombreux facteurs. Or, ces derniers peuvent également avoir un impact sur le transfert de phosphore (pente, type de sols, distance au réseau hydrographique par exemple) et devraient donc permettre de donner une idée quant à la détermination des parcelles à risque de transfert de phosphore.

Depuis les années 1990, de nombreuses actions ont été mises en place sur le bassin versant afin de limiter la quantité et les transferts de nitrates et de pesticides puis de phosphore et ainsi améliorer la qualité de l'eau (GBO, 2010). Ces programmes d'actions (Bretagne Eau Pure, Breizh Bocage...) seront détaillés dans le paragraphe 3.5.1.

3.1.3 Les dispositifs d'assainissement et les flux de phosphore associés

3.1.3.1 Bilan de l'assainissement collectif du bassin versant

On compte aujourd'hui 7 stations d'épuration (STEP) qui rejettent dans l'Yvel : Merdrignac (département des Côtes d'Armor), Saint-Brieuc de Mauron, Saint-Léry, Mauron, Concoret, Guilliers et Néant-sur-Yvel. Parmi elles, cinq sont des lagunages et deux des stations d'épuration en boues activées. Dans les deux cas, un abattement du phosphore s'opère pouvant aller jusqu'à 95% pour les stations les plus grandes (cf. annexe 7). Seule la STEP de Saint-Léry n'a pas adhéré au service d'assistance technique à l'exploitation des stations d'épuration (SATESE). La commune de Ploërmel, qui est la plus peuplée du bassin versant, rejette ses eaux d'épuration dans le Ninian, donc en dehors du bassin versant du Lac au Duc. Cependant, des postes de relevage sont présents à proximité de l'étang et une buse évacue une partie des eaux pluviales en aval du barrage, et les risques de dysfonctionnement de ces équipements sont à considérer.

Les stations en boues activées possèdent des procédés de déphosphatation depuis 1989 et 2004 (augmentation de la capacité nominale) pour Mauron et depuis 2003 pour Merdrignac (Mme. Thavanaud, M. Le Gal et M. Carpié, comm. pers.).

Des mesures des concentrations sont réalisées en sortie de station d'épuration. Cependant, le suivi correspond à une mesure par an sur 24h, de la composition et du débit de l'eau en sortie de station. On peut se questionner sur la représentativité des concentrations annuelles pour ce prélèvement. Par exemple, la figure 17 représente l'évolution des rejets annuels de phosphore à la sortie de la station d'épuration de Mauron. On remarque une valeur très particulière en 2006. On peut supposer alors un apport important en provenance d'une industrie agro-alimentaire à la date de prélèvement (Mme Thavnaud, comm. pers.).

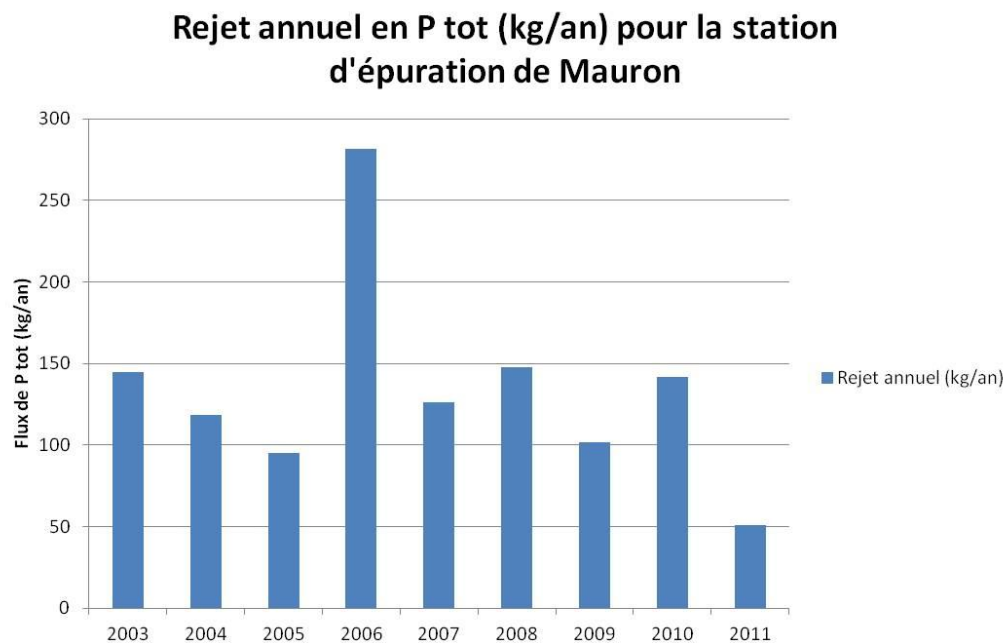


Figure 17 : Evolution des rejets de phosphore en sortie de la station d'épuration de Mauron (données AELB de 2003 à 2011).

Le calcul du flux de phosphore en provenance de l'assainissement collectif a été fait à partir des données des rapports d'assistance technique du SATESE. Le nombre d'équivalent-habitant réellement reçu par les stations d'épuration du bassin versant s'élève à 5753,3 EH. En 2011, la production de phosphore correspond à 1,41 g/jour/EH. Les chiffres de rejets moyen et maximum ainsi que les méthodes de calcul seront présentés en annexe 7. Finalement, le flux de phosphore issu des stations d'épuration, en considérant un abattement moyen des STEP de 74%, est estimé à 0,7-0,8 tonnes par an sur la base des chiffres de l'année 2011.

3.1.3.2 Bilan de l'assainissement individuel du bassin versant

Les SPANC ont recensé 3 272 installations individuelles sur 22 communes en 2010 (GBO, 2010). Le flux de phosphore issu de l'assainissement individuel est difficile à estimer à cause du manque de données existantes. De plus, la valeur de l'abattement dépend du système d'épuration et le facteur de dilution n'a jamais été mesuré (cf. figure 18).

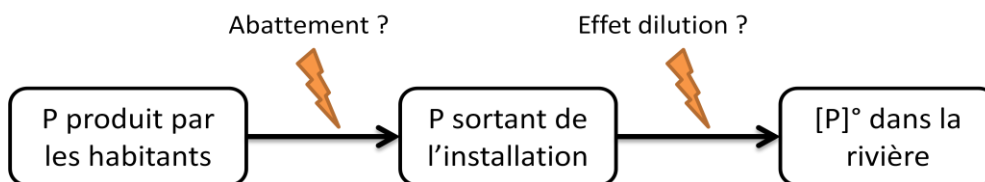


Figure 18 : Incertitudes dans l'évaluation du flux de phosphore en provenance de l'assainissement non collectif

D'après une étude du Grand Bassin de l'Oust (GBO, 2010), 45% des assainissements autonomes du bassin versant sont caractérisés par un fonctionnement à risque (dysfonctionnement, fuite...) et seulement 20% sont correctement installés. D'après la SAUR, le pourcentage d'installation non conformes s'élèveraient à plus de 90% (M. Calvez, comm. pers.). Cependant, la non-conformité d'une installation n'implique que rarement des rejets de phosphore dans le milieu. En effet, cette notion recouvre le plus souvent des mauvais branchements, des pièces manquantes, un léger dysfonctionnement...

En considérant qu'un habitant produit en moyenne 1,9 g de P/jour (données SATESE 2010), on peut calculer le flux de phosphore à l'entrée des installations autonomes. En effet, on tient compte d'un nombre d'habitants par foyer compris entre 1,7 et 2,3 (données SATESE/GBO 2010) ainsi que d'un nombre de 3 272 installations autonomes. Ainsi, on peut estimer la production totale de phosphore en assainissement non collectif entre 10,6 et 14,3 kg/jour soit un apport de 3,9 à 5,2 tonnes par an (calcul en annexe 8). Une fois que l'on applique un éventuel abattement et un effet dilution minimum, on s'aperçoit que le flux en provenance de l'assainissement non collectif peut être considéré comme globalement très faible, même s'il peut avoir ponctuellement des impacts. Cela reste donc une source de phosphore à maîtriser et des efforts restent à faire comme la mise aux normes des installations individuelles et le contrôle des branchements des réseaux d'eaux pluviales et d'eaux usées.

3.2. Caractéristiques hydrologiques et sédimentaires du Lac au Duc

3.2.1. Hydromorphologie du Lac au Duc

Le Lac au Duc a été créé au XV^{ème} siècle par des moines à l'aide d'un verrou rocheux en aval. Ses caractéristiques principales sont détaillées dans le tableau 6. Le volume de la retenue est estimé en 2002 à 3,7 millions m³ à la côte normale de remplissage (Saunier Techna, 2002).

Tableau 6 : Caractéristiques principales du Lac au Duc (a : Saunier Techna, 2002 et b : Asconit Consultant, 2009)

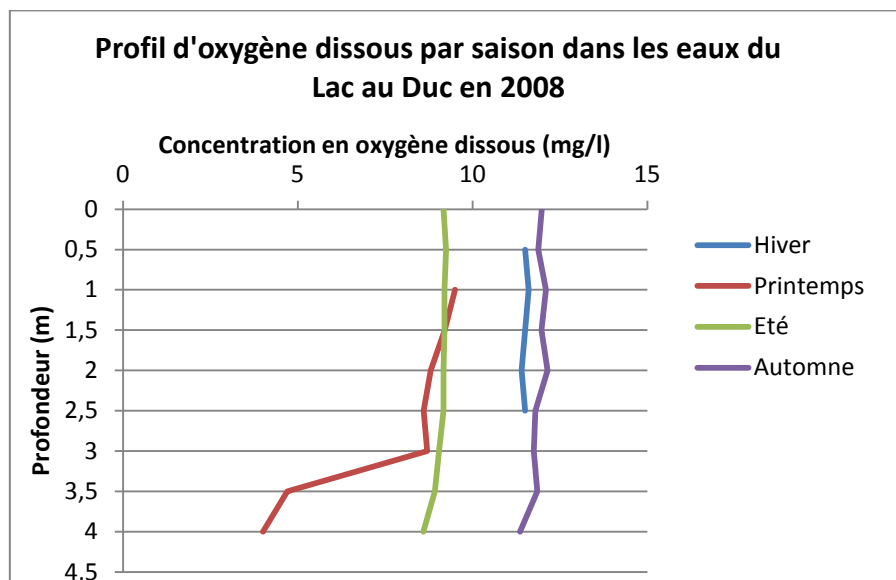
Périmètre à la cote normale	11823 m
Superficie moyenne	190 ha
Superficie max	240 ha
Longueur totale	4800 m
Volume d'eau max ^a	3 730 000 m ³
Volume d'eau max ^b	4 648 094 m ³
Profondeur moyenne	2,6 m
Profondeur max	5,5 m
Marnage moyen	1 m

Certains indices permettent de dessiner un profil morphologique du Lac au Duc (cf. annexe 9). L'indice de développement du rivage du Lac au Duc équivaut à 2,4 ce qui correspond à une dentricité assez faible c'est-à-dire que le périmètre du plan d'eau est peu sinueux. A titre indicatif, l'index de développement du volume qui permet de décrire la forme de la cuvette, est égal à 1,41. L'indice de creux, qui permet d'évaluer si le plan d'eau est plutôt plat ou creux, prend la valeur de 1,87. On en déduit que le plan d'eau a un périmètre avec peu de sinuosité et une forme concave avec un fond ni très plat ni très creux.

3.2.2. Dynamique hydrologique du Lac au Duc

A partir du volume total de l'étang et du volume d'eau entrant dans l'année, le temps de séjour du lac a été évalué à 24 jours soit un renouvellement total de la masse d'eau 15 fois par an (calcul disponible en annexe 9). Cependant, lors de fortes pluies (débit entrant élevé), le renouvellement de la masse d'eau du Lac au Duc peut se réaliser en près d'une semaine. A l'inverse, en période estivale, la masse d'eau se renouvelle nettement plus lentement : par exemple, de juin à septembre 2011, un renouvellement de 37% du volume total du plan d'eau a été observé. La valeur du temps de séjour de l'eau dans une retenue dépend notamment de la surface totale du lac ainsi que de sa profondeur. Dans le cas du Lac au Duc, c'est un plan d'eau vaste mais peu profond ; le renouvellement moyen des eaux y est rapide. Mais il est important de noter que la masse d'eau du Lac au Duc est pratiquement stable en été et à débit élevé en hiver.

Les profils de température et d'oxygène dissous effectués par le bureau d'étude Asconit Consultant en 2009 (cf. figure 19) permettent de montrer l'absence de stratification de température dans l'étang ainsi que la possibilité d'hypoxie* voire d'anoxie dans le fond durant le printemps lorsque la concentration en oxygène dissous passe sous la valeur de 4 mg O₂/l (Dorioz *et al*, 2007).



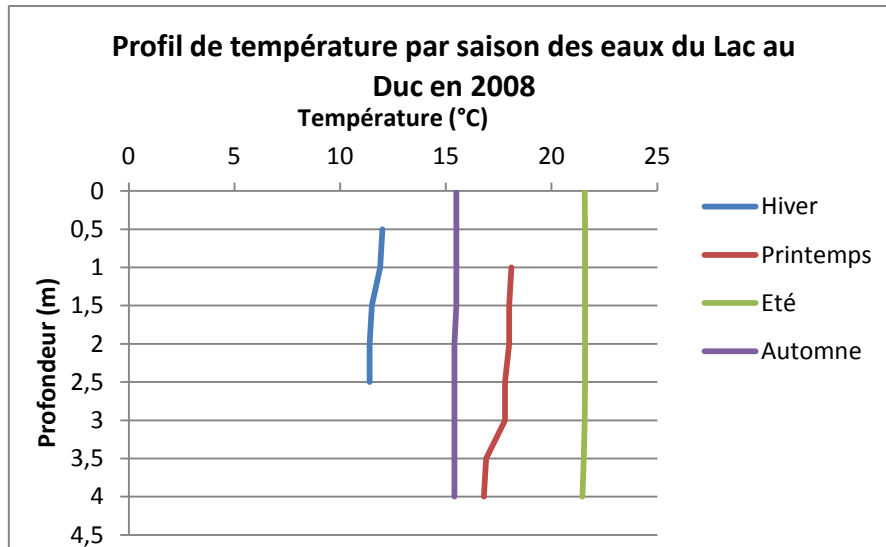


Figure 19 : Profils de température et d'oxygène dissous par saison pour l'année 2011 (d'après Asconit Consultant, 2009).

3.2.3. Volume et composition des sédiments

Des estimations du volume de sédiments dans le Lac au Duc ont été réalisées en 2002 et 2008 suivant des méthodes différentes et peu documentées (cf. tableau 7). Les résultats ne sont donc pas comparables. Le temps de sédimentation ne peut pas être estimé sur la base de ces données. Le stock de phosphore dans les sédiments a été évalué uniquement en 2002 et équivaut à cette date à environ 500 tonnes (Saunier Techna, 2002). La figure 20 présente les variations d'épaisseur des sédiments de l'amont à l'aval du plan d'eau (Saunier Techna, 2002). Il est impossible d'y distinguer les vases des sédiments meubles.

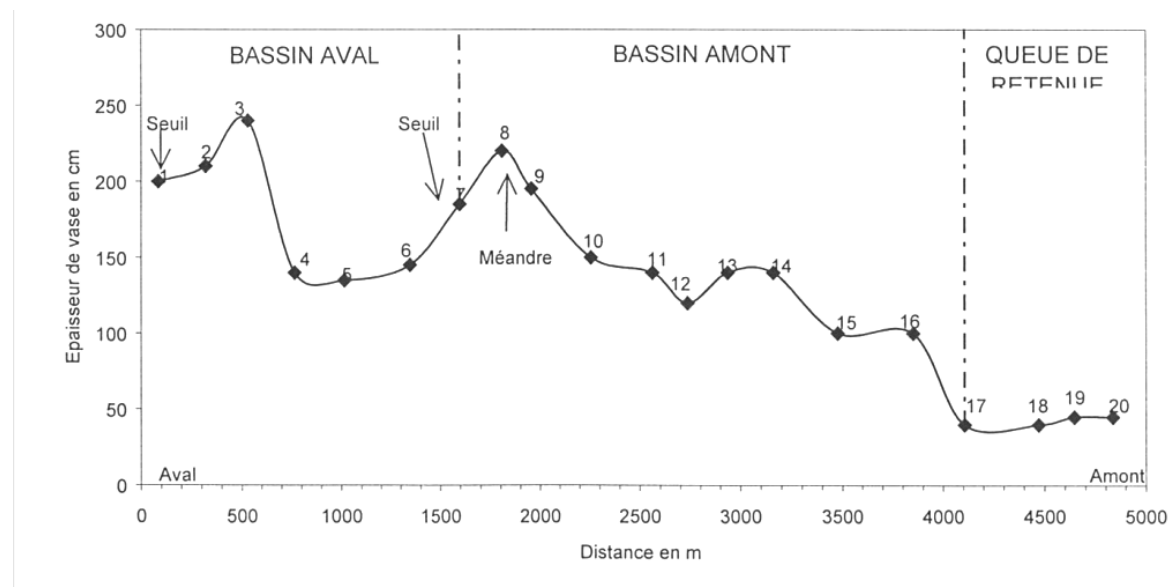


Figure 20 : Variation longitudinale des épaisseurs moyennes de sédiment dans les zones envasées du Lac au Duc (Saunier Techna, 2002).

La granulométrie des sédiments est de type limono-argileuse. Le matériau semble être réparti de manière homogène car les prélèvements ne montrent pas de gradient granulométrique vertical ni même longitudinal. Des sables et des graviers issus de l'érosion sont présents au niveau de la queue de la retenue (Saunier Techna, 2002).

Afin de disposer de quelques informations actualisées sur les sédiments du Lac au Duc, et en particulier pour évaluer une éventuelle évolution des teneurs en phosphore des sédiments, une campagne de mesures a été réalisée dans le cadre de la présente étude, le 25 juin 2012. Le détail du protocole utilisé figure en annexe 10. Une prospection le long de six transects a permis de prélever les premiers centimètres de sédiments qui ont ensuite été analysés par le laboratoire départemental d'analyses (LDA). Des mesures de turbidité et de concentrations en phycocyanine ont également été réalisées au niveau des points de prélèvements de sédiments.

Les données disponibles concernant les sédiments du Lac au Duc sont présentées dans le tableau 7. Les résultats obtenus pour les différentes années doivent être comparés avec précaution compte tenu des différences et/ou des incertitudes de protocole. En particulier, les données de 2002 sont issues de prélèvements à trois profondeurs différentes. Le protocole d'échantillonnage n'est pas indiqué dans l'étude de 2008 (Asconit Consultant, 2009).

Tableau 7 : Caractéristiques des sédiments depuis 2002 (Saunier Techna, 2002 ; Asconit Consultant, 2009 et annexe 10)

	2002 (Saunier Techna, 2002)	2008 (Asconit Consultant, 2009)	2012 (ODEM, 2012)
Volume des sédiments (m ³)	1 670 000 soit 31% du volume total du plan d'eau	650 000	-
Surface recouverte (ha)	148	-	-
Phosphore total (g P/kg MS)	0,66	0,55	[0,33 ; 0,73]
Fraction volatile MS (%)	[4 ; 18]	10	[1,3 ; 8,6]
Répartition spatiale des sédiments	De 0.5 m en amont à 2 m en aval	-	Pas de résultats exhaustifs mais des indices d'une répartition hétérogène (épaisseur de sédiment significativement moins grande à proximité des berges de la partie aval)

Ces précautions étant énoncées, les concentrations en phosphore total des sédiments semblent de même ordre de grandeur au cours du temps. On considère que les teneurs en phosphore des sédiments sont élevées lorsqu'elles dépassent 0,7 g P/kg de matières sèches. Par ailleurs, il est indiqué que le phosphore total est présent en quantité supérieure dans les sédiments des zones profondes des plans d'eau moins exposées aux turbulences (Dubois (coord.), 2009). Or, les prélèvements effectués lors de notre étude sont particulièrement localisés près des berges (en raison de contraintes liées au matériel disponible). On peut donc formuler l'hypothèse de valeurs légèrement plus élevées pour des points au niveau du chenal. Malgré tout, les concentrations en phosphore dans les sédiments du Lac au Duc restent assez modérées. Dans l'état actuel des connaissances, on peut alors supposer que les apports de phosphore par relargage des sédiments sont relativement peu importants par rapport à ceux venant du bassin versant.

Les concentrations dans l'eau interstitielle étaient en 2009 de 0,135 mg/l de phosphore total et de 0,015 mg/l d'orthophosphates (Asconit Consultant, 2009). Les seules valeurs des concentrations en métaux lourds contenus dans les sédiments apparaissent dans le rapport réalisé par le bureau d'étude Asconit (2009). La vase contenait en 2008 12 mg d'arsenic par kilogramme de matière sèche (MS), 68,5 mg Al/kg de MS, 47 mg Fe/kg de MS et 1,155 g Mn/kg de MS. Une analyse de la présence de micropolluants aurait été réalisée en 2002 mais les résultats ne sont pas communiqués dans le rapport. Seule l'absence de pollution est soulignée (Saunier Techna, 2004a).

3.2.4. Bilan phosphore : entrée/sortie des flux de phosphore et stock dans les sédiments

Le bilan des flux de phosphore de l'année 2011 dans le Lac au Duc a été effectué à partir des données en amont et en aval du Lac au Duc (cf. figure 21).

Les tonnages sont estimés à partir des mesures réalisées tous les mois, particulièrement après une pluie ou un orage, à la sortie des affluents. Les flux moyens annuels en phosphore se calculent avec l'outil Macroflux à l'aide des concentrations mesurées dans les cours d'eau, du débit et des caractéristiques du bassin versant (flux annuels moyens de 2000 à 2010 sont présentés en annexe 11). L'un des inconvénients de ce dernier est la prise en compte des valeurs extrêmes qui a tendance à surestimer le flux moyen. Le GBO a corrigé la valeur mesurée après l'orage du 3 mai 2011 en remplaçant la concentration de 1,3 mg/l de phosphore total par la concentration moyenne (arbre des flux en annexe 12a).

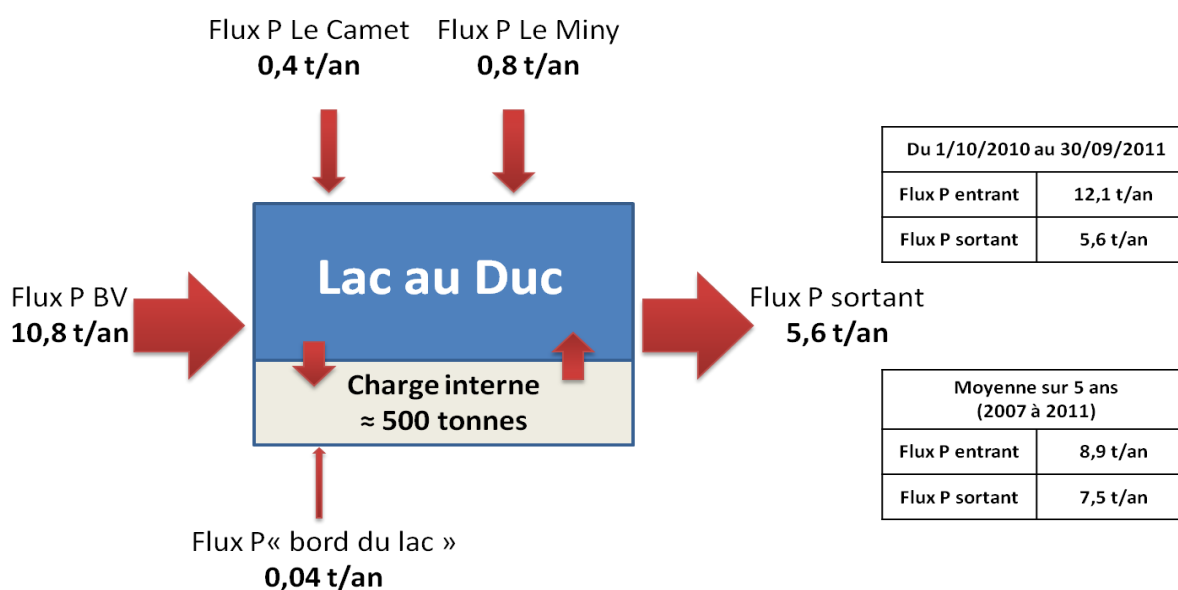


Figure 21 : bilan des flux phosphore de l'année 2011 sur le Lac au Duc et estimation de la charge interne en 2002 (d'après Saunier Techna, 2002 et données GBO, 2011).

Le flux issu de l'agriculture s'estime par une soustraction du flux provenant de l'assainissement collectif et non collectif du flux total entrant dans l'étang (cf. paragraphes 3.1.2 et 3.1.3). Il est de l'ordre de 8 tonnes par an. Dans ce calcul, certaines sources secondaires de phosphore accidentelles et/ou ponctuelles possibles n'ont pas été prises en compte et pourraient participer aux flux global de phosphore comme les traitements chimiques du golf, les épandages sur les parcelles proches du plan

d'eau appartenant au lycée agricole, de possibles fuites d'effluents de la station d'enfouissement des déchets de Gaël et des industries, des débordements au niveau des postes de refoulement des eaux usées et des canalisations des eaux pluviales ainsi que l'utilisation d'amorces pour la pêche à la carpe et aux cyprinidés.

Les calculs réalisés à partir des données sur 5 ans (données GBO 2007-2011) ont permis d'estimer la quantité de phosphore qui reste stockée dans les sédiments chaque année ; elle s'élève à presque 2 tonnes par an.

L'étude du bureau Saunier-Techna de 2002 a évalué, quant à lui, la perte de phosphore issue de la zone échangeable des sédiments qui équivaut à 3,3 tonnes par an (Saunier Techna, 2002). Cependant, la part de la charge interne* et du bassin versant du flux total de phosphore est variable au cours de l'année et entre les années suivant les conditions météorologiques. En effet, les fortes précipitations peuvent engendrer des crues où l'eau qui ruisselle va éroder les sols et se charger en matière en suspension et en phosphore. De plus, les températures élevées peuvent causer une stratification de la masse d'eau et donc une zone d'anoxie qui favorise la libération du phosphore des sédiments. Il est donc difficile de réaliser une hiérarchisation des apports.

3.3. Perturbation de la qualité de l'eau du Lac au Duc

3.3.1. Qualité de l'eau de l'Yvel

L'ensemble des résultats suivants proviennent des mesures effectuées au niveau de la station de jaugeage sur la commune de Loyat près de Trégadoret (cf. annexe 13). Le tableau 8 a été réalisé à partir des valeurs moyennes de concentration en phosphore total sur la période de 1999 à 2011 selon le référentiel SEQ-eau. L'Yvel était considéré globalement de qualité passable par rapport aux concentrations en phosphore sur cette période.

Tableau 8 : SEQ-eau (moyenne des concentrations de percentile 90) de l'Yvel par rapport au paramètre phosphore total (données GBO 1999-2011)

			< 0,05 mg/l P
			< 0,2 mg/l P
			< 0,5 mg/l P
			< 1 mg/l P
	Nombre de mesures	Percentile 90	SEQ-eau
1999	14	0,131	BON
2000	16	0,355	PASSABLE
2001	14	0,337	
2002	7	0,1966	
2003	14	0,184	
2004	21	0,245	
2005	21	0,192	
2006	21	0,137	
2007	33	0,345	
2008	30	0,263	
2009	20	0,227	
2010	12	0,228	
2011	11	0,276	
Moyenne		0,240	PASSABLE

Ce cours d'eau est qualifié de qualité moyenne au regard des limites de qualité prévues par l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. Par ailleurs, la figure 22 illustre la grande variabilité des concentrations en phosphore total au cours du temps en amont du Lac au Duc notamment en lien avec les conditions de pluviométrie. Les teneurs restent globalement stables depuis 1999.

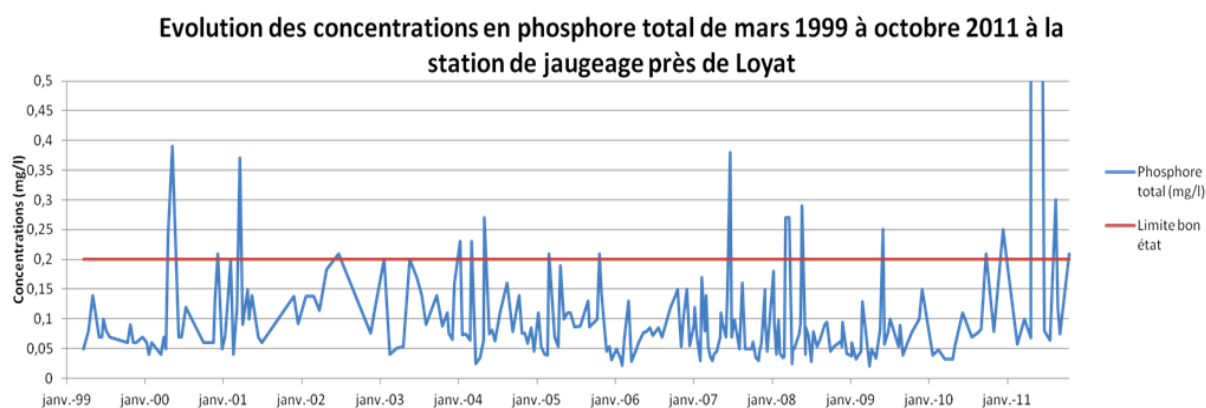


Figure 22 : Evolution des concentrations en phosphore total de 1999 à 2011 à la station de Loyat (Données GBO)

Pour les nitrates (cf. figure 23), une tendance à la stabilisation des teneurs moyennes avec une légère baisse des teneurs maximales se dessine même si la concentration maximale atteint encore parfois la norme des 50 mg/l¹⁴ (GBO, 2011).

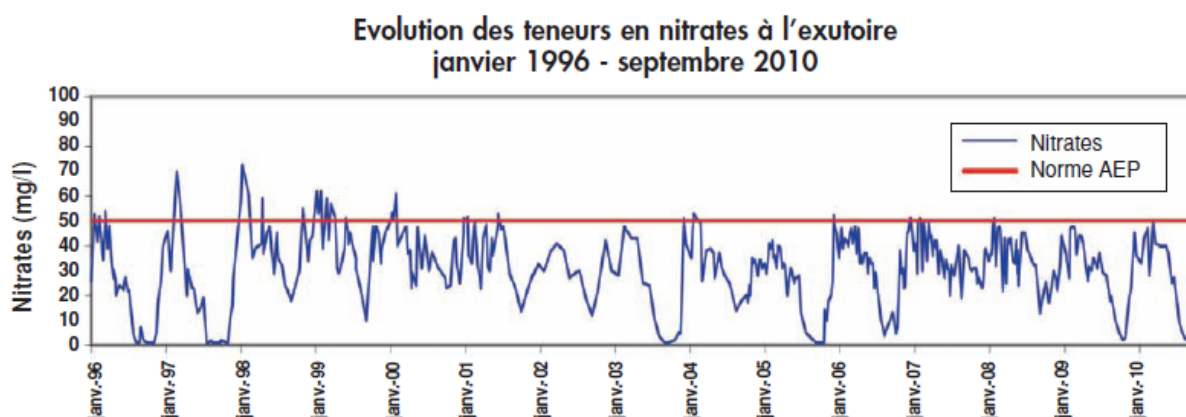


Figure 23 : Evolution des concentrations en nitrates à l'exutoire du bassin versant Yvel-Hyvet entre 1996 et 2010 (GBO, 2011)

Par ailleurs, concernant les pesticides, 5 substances ont été détectées lors des analyses d'eau de 2009-2010 du GBO à la station de Loyat. Il s'agit de l'AMPA, du glyphosate, du métholachlore, du bentazone et de l'isoproturon. La concentration maximale décelée est de 4,3 µg/l d'AMPA. Cependant, aucune concentration supérieure à la norme de 2 µg/l pour une eau à destination de l'eau potable (directives européennes 98/83/CEE et 75/440/CEE transcrit dans le Code de la Santé Publique), n'a été trouvée par l'ARS au niveau de la prise d'eau de l'usine.

¹⁴ D'après Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Octobre 2000

3.3.2. Qualité de l'eau du Lac au Duc

La qualité de l'eau du Lac au Duc est qualifiée de médiocre au regard de l'arrêté du 25/01/2010. La concentration moyenne en phosphore total oscille autour de 0,06-0,07 mg/l (cf. tableau 9). Elle est donc nettement au-dessus du seuil d'eutrophisation de 0,015-0,02 mg/l (Lemerrier, 2003). La turbidité, la charge en matières organiques et en matières en suspension ainsi que les fortes concentrations en cyanobactéries sont les principaux paramètres déclassants du Lac au Duc. Les paramètres physico-chimiques du plan d'eau sont présentés dans le tableau 9.

Tableau 9 : Qualité de l'eau du Lac au Duc en été et en hiver 2008 (d'après Asconit Consultant, 2009)

Paramètres mesurés	Eau de surface (profondeur non précisée)		Eau de fond (profondeur non précisée)	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Température de l'eau (°C)	21,12	12,3	20,81	11,4
pH	8,4	8,2	8,3	8,2
Matière en suspension (mg/l)	30	12	34	370
DBO5 (mg O2/l)	5	3	3	3
Nitrate (mg NO3/l)	16,8	34,1	18,5	34,2
Phosphore total (mg P/l)	0,055	0,07	0,042	0,55
Orthophosphates (mg PO4/l)	Inférieur au seuil de quantification	0,031	0,023	0,061
Carbone organique dissous (mg C/ml)	10,2	5,48	7,65	5,6

La dégradation de la biomasse algale constitue une source interne en matière organique non négligeable, particulièrement en été et au début de l'automne (Gruau *et al*, 2010).

Les indices biologiques calculés en 2008 pour le plan d'eau sont détaillés dans le tableau 10. Globalement, la retenue possède un bon potentiel écologique mais elle est soumise à des contraintes anthropiques importantes qui dégradent le milieu (Asconit Consultant, 2009).

Tableau 10 : Indices biologiques calculés pour le Lac au Duc (Asconit Consultant, 2009)

Indices	Valeur	Commentaires associés
Lake Habitat Survey (LHS) : - Lake Habitat Modification Score (LHMS) - Lake Habitat Quality Assessment (LHQA)	16/54	Impact des pressions anthropiques marqué sur le plan d'eau
LHQA/LHMS	68/112	Environnement du lac plutôt naturel (rives) – bonne qualité des habitats physiques bordant le plan d'eau
Indice Phytoplancton Lacustre (IPL)	4,25	
Indice Mollusques Lacustre (IMOL)	Moyen	Eau de qualité moyenne
Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre (IOBL)	0	Hors champs d'application de l'indice
Indice Biologique Lacustre (IBL)	7,9	Potentiel biologique de l'étang moyen à mauvais + capacité d'assimilation des matières organiques par les sédiments moyenne
	?	

3.3.3. Types et fréquences des analyses de qualité d'eau de baignade et d'eau potable – Dispositif de suivis existants sur le Lac au Duc

Le Lac au Duc fait l'objet de plusieurs suivis de la qualité de l'eau dans un cadre administratif ou d'études scientifiques. Divers prélèvements et mesures y sont réalisés depuis 2001 principalement. Le tableau 11 récapitule les analyses effectuées sur le plan d'eau. La localisation des points de prélèvements est indiquée en annexe 13.

Tableau 11 : Résumé des caractéristiques des analyses de la qualité de l'eau effectuées sur le Lac au Duc

Commanditaires	Prestataires	Paramètres mesurés	Période des mesures	Fréquences des prélèvements
ARS « eau de baignade »	ARS/LDA	Nombre de cellules de phytoplanctons (y compris les cyanobactéries) et identifications + concentrations (11 cyanotoxines)	Début juin-fin septembre. Suivi pouvant être prolongé en fonction des circonstances	En routine : 2 x /mois Si n>20 000 cellules, prélèvements hebdomadaires
SAUR	Bureau d'étude Pitois (Prélèvements SAUR)	Nombre de cellules de phytoplanctons (y compris les cyanobactéries) et identifications + Concentrations en microcystine-LR	De fin avril à fin octobre	2 échantillons par mois
ARS « eau potable »	LDA/Eurofins IPL (prélèvements SAUR)	Microbiologie Physico-chimie + Micropolluants	Toute l'année	Tous les mois pour une analyse simple 2-3 x/an pour une analyse complète (64 paramètres)
SMGBO	SMGBO	Physico-chimie + pesticides	Toute l'année	3x/mois souvent après des intempéries 10 x/an pour les pesticides
SAUR	Laboratoire Carso	Physico-chimie + pesticides	Toute l'année	1x/mois

Certaines analyses restent difficilement comparables car aucune d'entre elle n'est réalisée selon le même protocole. Par exemple, l'étude de Pitois (Communauté de communes de Ploërmel, 2007) était basée sur 4 points : 2 points prélevés par la communauté de commune à 50 cm sous la surface (mesures qui ne sont plus effectuées aujourd'hui), un point dans la zone de baignade (ARS) avec une eau mélangée jusqu'à 1 m de profondeur et un dernier point prélevé par la SAUR au niveau de la sortie de la prise d'eau. Nous pouvons en particulier considérer l'existence d'un biais dans la mesure à la prise d'eau car l'eau passe dans la tuyauterie. Plus globalement, les différences de protocole rendent impossible les comparaisons quantitatives entre les différents points de mesures.

3.3.4. Cyanobactéries et cyanotoxines dans le Lac au Duc

3.3.4.1. Protocole et représentativité des mesures réalisées

Les prélèvements d'eau peuvent s'effectuer à l'aide d'un tube échantillonneur, d'une pompe ou encore d'un filet à phytoplancton. Une fois l'échantillon d'eau au laboratoire, le travail d'identification et de dénombrement peut commencer. C'est une opération longue avec une marge d'erreur maximale de 10% (Leitão et Couté, 2005).

L'ensemble des mesures de l'ARS sur le Lac au Duc sont réalisées au minimum selon une fréquence bimensuelle et en pratique quasiment de manière hebdomadaire compte-tenu de la régularité des dépassements des 20 000 cell./ml (circulaire DGS/SD7a n°2003-270 du 4 juin 2003). Cependant, le chapitre 2 a montré que les facteurs mis en jeu pouvaient varier d'un jour à l'autre. Il est préférable de faire beaucoup d'analyses surtout pendant les crues en les associant aux caractéristiques des flux (météo, débit, date...). Les mesures commencent début juin jusqu'à fin septembre. Cependant, les cyanobactéries peuvent encore être présentes après cette période. C'est pourquoi l'ARS a décidé en 2011 de continuer les analyses de l'eau jusqu'à observer la disparition des cyanobactéries dans l'eau (i.e. décembre).

Depuis 2010, l'ARS mesure les concentrations de 11 cyanotoxines : microcystines (au nombre de 7), anatoxine A, saxitoxine, cylindrospermopsine et nodularine afin d'être plus précis dans l'évaluation du risque sanitaire. En effet, la présence potentielle de la cylindrospermopsine et les risques toxicologiques associés restent peu connus. Cette dernière a un temps de demi-vie court (M. Richard, comm. pers.). Par ailleurs, les concentrations de toxines sont parfois mesurées sur des échantillons filtrés. Or, elles sont contenues pour la plupart dans les cellules. Ce protocole induirait donc un biais dans l'estimation.

La concentration en chlorophylle A a été mesurée les premières années du suivi mis en place par l'ARS dans l'objectif de constituer un indicateur de présence des cyanobactéries. Mais son suivi a été ensuite arrêté en 2008 car il n'a pas été possible d'établir de corrélations significatives entre la concentration en chlorophylle a et la quantité de cyanobactéries. (M. Richard, comm. pers.).

La SAUR réalise également des contrôles bimensuels de la qualité de l'eau (autocontrôle) en mesurant notamment les concentrations en cyanobactéries au niveau de la prise d'eau qui sont ensuite analysées par le bureau d'étude de M. Pitois (cf. tableau 11).

Les méthodes de prélèvements peuvent créer des biais sur les données et sont à prendre en compte lors de l'interprétation comme expliqué dans le paragraphe 3.3.3.

3.3.4.2. Proliférations des cyanobactéries (quantité, espèces présentes, évolutions)

Le nombre de cellules de cyanobactéries dans le Lac au Duc dépasse chaque année depuis 2005 (données ARS) le seuil des 100 000 cellules/ml qui définit le niveau 2 d'alerte de la circulaire DGS/SD7a n°2003-270 du 4 juin 2003. Sur les neuf plans d'eau suivis au titre des baignades autorisées par l'ARS dans le Morbihan, cinq sont régulièrement concernés ces dernières années par des proliférations importantes par les cyanobactéries dont le Lac au Duc (cf. annexe 14).

La figure 24 présente la fréquence des apparitions des cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2004 à 2011. Le code couleur représente 3 classes de concentrations de cyanobactéries en nombre de cellules par millilitre. Les services de l'ARS ont pu observer sur le Lac au Duc des pics allant jusqu'à 800 000 cellules/ml en 2007 et 2 000 000 cellules/ml en 2011 (données ARS).

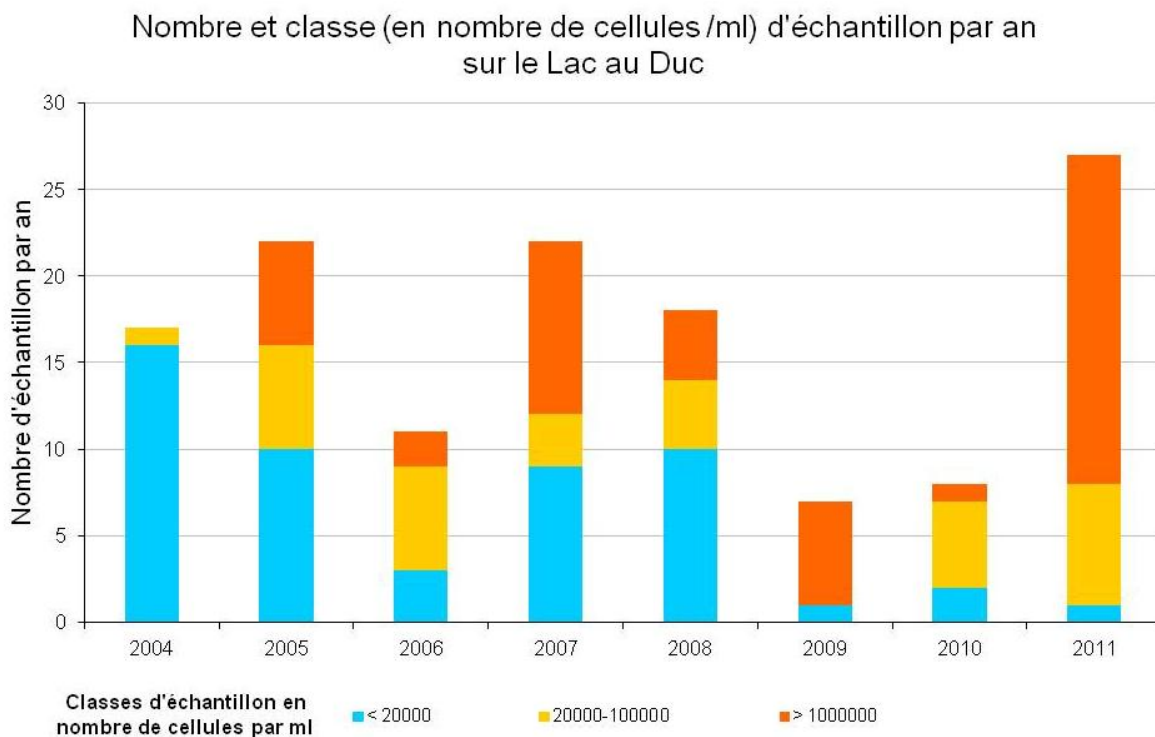


Figure 24 : Fréquence d'apparition des proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2004 à 2011 (données ARS)

Les évolutions saisonnières des concentrations en cyanobactéries sont variables chaque année (cf. figure 25). Les années 2005, 2007, 2011 et 2012 ont montré des durées et/ou pics de prolifération particulièrement importants. Par contre, le dépassement des seuils d'alerte de niveau 1 et 2 s'observe tous les ans depuis 2004. On note des années précoces comme 2005 et 2008 avec des proliférations qui ont débuté au mois de mai ainsi que des années tardives comme 2010 avec un déclenchement au mois d'août. Il existe en outre une variabilité intra-annuelle avec de grandes amplitudes de concentrations en cyanobactéries sur un délai très court (quelques jours) durant la même année.

Evolution de la concentration en cyanobactéries sur le Lac au Duc de 2004 à 2012 (données ARS)

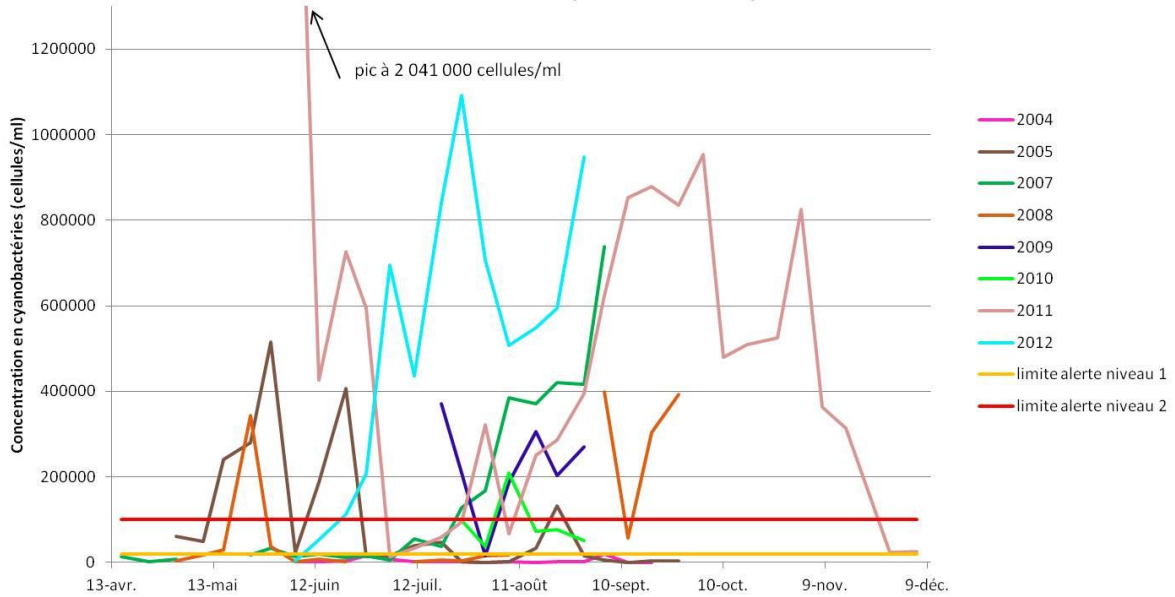


Figure 25 : Evolution de la concentration en cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2004 à 2012

Les espèces de cyanophycées présentes dans le Lac au Duc sont également variables selon les années (cf. figure 26). Les espèces *Plankthotrix agardhii* et *Pseudoanabaena sp.* sont assez fréquentes dans le Lac au Duc et susceptibles de produire des toxines (microcystines, neurotoxines). D'autres espèces comme *Aphanothece sp.* (2005, 2010 et 2012) et *Aphanocapsa sp.* (2007, 2010 et 2012), moins dangereuses, font parfois leur apparition (données ARS). Depuis 2004, on ne voit plus apparaître de *Limnothrix redekei*.

Distribution des principaux taxons de cyanobactéries de 2007 à 2012 sur le Lac au Duc (données ARS)

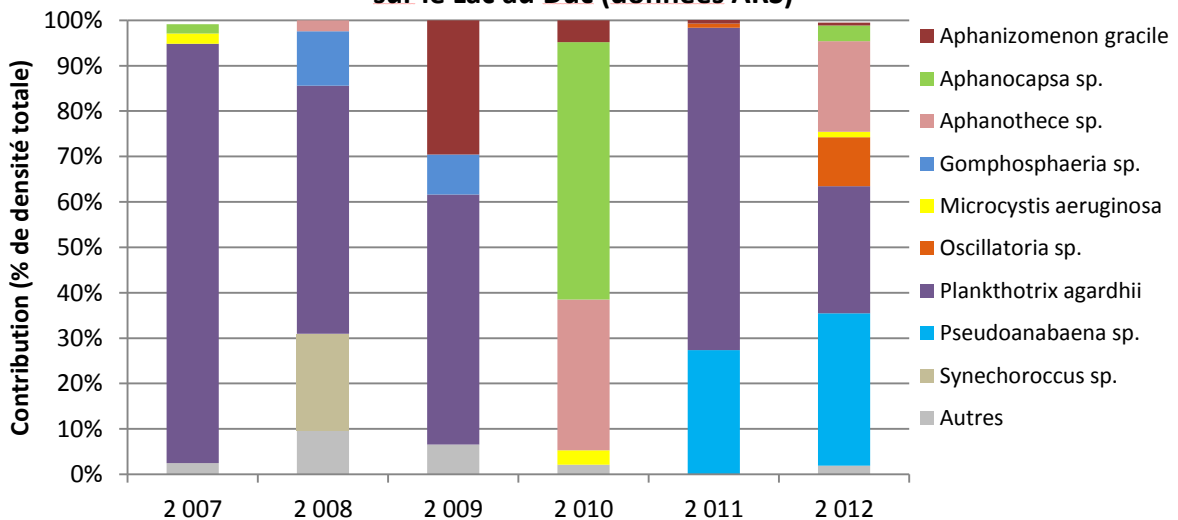


Figure 26 : Distribution des taxons de cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2007 à 2012

La composition du peuplement de cyanobactéries au cours d'une même année dans le Lac au Duc présente également des évolutions saisonnières. Par exemple, la figure 27 montre une dominance des taxons *Aphanocapsa sp.* et *Aphanothece sp.* de début juin à mi-juillet 2012. Puis, on remarque une quasi-disparition de ces espèces pour laisser place à de nouveaux taxons comme *Pseudoanabaena limnetica* ou *Planktothrix agardhii* lorsque le climat est plus chaud.

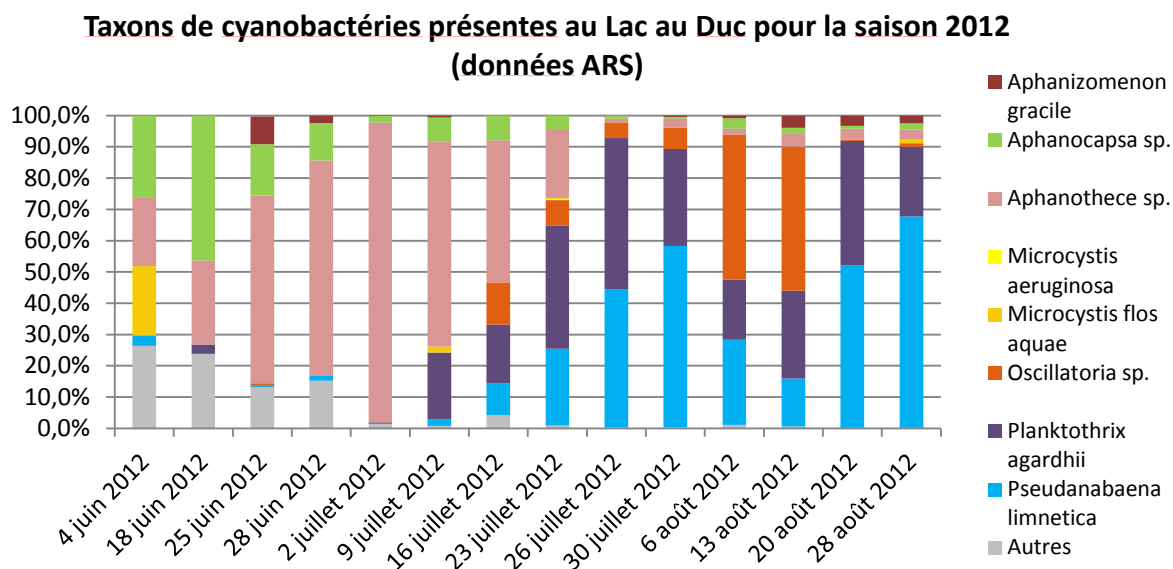


Figure 27 : Distribution des taxons de cyanobactéries dans le Lac au Duc au cours de la saison estivale 2012 (données ARS).

3.3.4.3. Production de cyanotoxines

A contrario, les valeurs des concentrations en cyanotoxines mesurées jusqu'alors ont toujours été très nettement inférieures au seuil de 25 µg/l de microcystine-LR depuis le début du suivi en 2002, et ont oscillé au maximum entre 0,3 et 0,82 µg/l. Cependant, ces concentrations sont mesurées de manière irrégulière au cours du temps et jusqu'en 2010, seules les microcystines étaient recherchées.

3.3.4.4. Éléments de fonctionnement des proliférations

En 2011, un pic de cyanobactéries est apparu le 6 mai suite à un violent orage le 3 mai ; la concentration en phosphore dans le plan d'eau avait alors atteint 1,3 mg/l alors que la concentration moyenne oscille normalement entre 0,2 et 0,3 mg/l (données GBO, 2011). La figure 28 montre un dépassement du seuil de 100 000 cellules juste après le violent orage et à partir du 1^{er} août. L'été a été pluvieux et les fortes températures ont commencé à cette période.

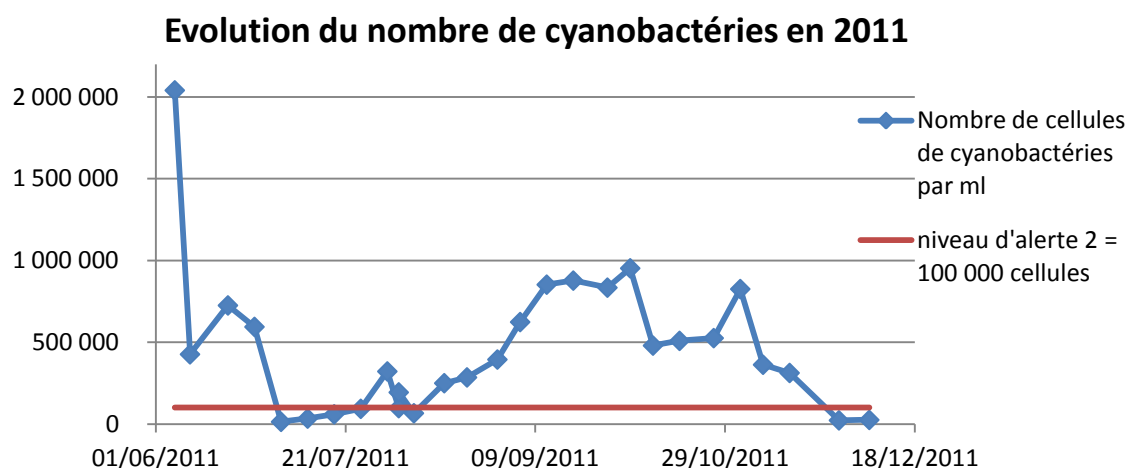


Figure 28 : Evolution du nombre de cyanobactéries dans le Lac au Duc en 2011 (données ARS)

Il existe une grande variabilité interannuelle et intra-annuelle des espèces présentes et des niveaux de proliférations observés dans le Lac au Duc. Les conditions météorologiques constituent un stimulus qui déclenche le « réveil » des cyanobactéries et influence leur multiplication. En effet, un printemps pluvieux accroît le phénomène de ruissellement et d'érosion qui augmente la charge de l'eau en phosphore. Par contre, un été sec implique des périodes d'étiage du cours d'eau donc un apport en phosphore restreint en provenance du bassin versant. Par ailleurs, un renouvellement d'eau faible et de fortes températures sont propices à une stratification de la masse d'eau et à un relargage de phosphore plus important des sédiments à l'interface surface-eau (en zone d'anoxie). Les années humides auraient tendance à montrer plus d'épisodes de densité maximale que les années sèches (Jigorel et Morin, 1994 ; Pitois & Moreau, 2007 et M. Brient, comm. pers.).

L'étude de Pitois (Pitois & Moreau, 2007) suggère la présence d'une pépinière de cyanobactéries en amont, au niveau de la queue de la retenue. Ensuite, elles migreraient vers l'aval grâce aux vents et aux mouvements de l'eau. Les déplacements se font par fronts successifs. Leur vitesse de transition est estimée à environ 100 m par jour puis elles sont stockées à l'aval du plan d'eau au niveau de la digue. Une fois à l'arrêt, les cyanobactéries s'accumulent et continuent à se diviser (Pitois & Moreau, 2007). Par ailleurs, lors de la prospection que nous avons réalisée en juin 2012, des teneurs plus élevées en cyanobactéries ont été détectées dans une anse à l'ouest du plan d'eau où la stabilité de la masse d'eau était importante. Ces zones de faible débit sont des aires de prédilection pour les proliférations des algues bleues.

Finalement, il est difficile de dégager une tendance d'évolution de la situation du Lac au Duc au regard des concentrations en cyanobactéries mesurées depuis 2002 car celles-ci sont marquées par une forte variabilité, en lien avec les conditions environnementales et météorologiques. Ces facteurs qui conditionnent les blooms (évolution naturelle du lac, charge externe* en phosphore, charge interne* des sédiments, conditions climatiques...) ont chacun un effet dont l'importance relative dans le processus de cause à effet est encore inconnue.

3.4. Un plan d'eau multi-usages et multi-acteurs

3.4.1. Un potentiel environnemental et écologique

3.4.1.1. Des espaces naturels sensibles (ENS) : les baux de Caulnes

Au niveau de la queue de la retenue se trouve une vaste zone humide appelée "les Baux de Caulnes" (27 ha). Cet espace appartient au conseil général au titre de la politique des espaces naturels sensibles (ENS) depuis les années 1990. Il est connu pour sa flore caractéristique (Jouannic, 2003). Plusieurs espèces végétales rares et menacées sont présentes au sein des pelouses amphibies comme *Coleanthus subtilis*, le coléanthe subtil et *Chenopodium rubrum*, le chénopode rouge qui poussent sur les vases exondées en automne. Ces espèces sont patrimoniales donc protégées au niveau national (Conservatoire Botanique National de Brest, 2010).

Aujourd'hui, cette zone humide est entretenue et aménagée d'un chemin de promenade à but éducatif. Des animations "nature" y sont organisées. Des saules et des peupliers ont été enlevés pour permettre un retour à une prairie humide et le développement de nouvelles espèces. Les déchets verts issus de l'entretien sont compostés.

Près de Loyat, des espaces verts sont également en ENS et aucun traitement chimique n'y est réalisé. L'entretien est géré par la commune. Quelques autres parcelles riveraines du Lac au Duc sont également en ENS comme le « Clos Havard » à Ploërmel, les rives de l'Yvel sur les communes de Ploërmel et Taupont ainsi que « Beaumont » et « la ville Goyat » à Taupont (M. Pérignon, comm. pers.). Une carte des ENS est disponible en annexe 15.

3.4.1.2. Aperçu de la faune et de la flore du Lac au Duc

La faune du Lac au Duc est très diversifiée. De nombreuses niches écologiques sont présentes pour les invertébrés comme les odonates et les coléoptères (Jouannic, 2003).

L'Yvel possède un peuplement riches en cyprinidés et carnassiers. On recense des brochets, des sandres, des anguilles, des brêmes, des gardons ainsi que des carpes et des tanches. Des introductions de truites Fario et de truites arc-en-ciel sont réalisés occasionnellement dans l'Yvel ainsi que des introductions d'alevins de sandres dans le Lac au Duc. Depuis une dizaine d'années, l'association locale de pêche "L'ablette ploërmelaise" a arrêté l'introduction de brochetons en accord avec la Fédération du *Morbihan* pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FMPPMA). Ils souhaitent ainsi maintenir une reproduction naturelle dans des zones de frayères (zones humides, marais en bordure de l'étang). Il faut aussi noter des problèmes de migration des poissons en aval du plan d'eau, la « cascade » constituant un obstacle à leur circulation.

L'avifaune nicheuse est très diversifiée notamment par des oiseaux migrateurs. La zone humide offre un milieu qui permet à certains anatidés d'avoir de bonnes conditions d'hivernage (Jouannic, 2003). Certains mammifères comme le ragondin ou le rat musqué se propagent de plus en plus car ils trouvent une zone de protection dans la partie amont de l'étang qui n'est pas soumis à la pression cynégétique (Jouannic, 2003).

Le Lac au Duc, établi sur substrat schisteux et dont le niveau fluctue chaque année, se caractérise par un grand intérêt floristique : ainsi, ce plan d'eau héberge sept espèces végétales protégées et neuf autres appartenant à la liste rouge armoricaine (Rivière, 2007). Une partie au niveau de la zone humide en queue de retenue. L'inventaire de Rivière (2007) sur les communes de Ploërmel, Loyat et Taupont décrit la présence de *Coleanthus subtilis*, *Damasonium alisma*, *Gratiola officinalis*, *Littorella uniflora*, *Luronium natans*, *Pulicaria vulgaris*, *Ranunculus nodiflorus* et *Trichomanes speciosum* sur la liste nationale de protection et *Arenaria serpyllifolia subsp. Serpyllifolia*, *Gladiolus illyricus* et *Myosotis sicula* sur la liste régionale bretonne (Rivière, 2007).

3.4.2. Une retenue d'alimentation en eau potable (AEP)

L'usine d'alimentation en eau potable a été créée sur l'usine hydroélectrique dans les années 50. Le barrage n'est pas inscrit sur la liste Grenelle 2012 des ouvrages prioritaires répertoriés au regard de la restauration de la continuité écologique sur le bassin Loire-Bretagne. Le prélèvement a été autorisé dans l'arrêté préfectoral de déclaration d'utilité publique des périmètres de protection du 3 septembre 1999 (Arrêté préfectoral disponible en annexe 16) (M. Le Gal, comm. pers.). Elle peut produire jusqu'à 600 m³ à l'heure mais elle est stabilisée aujourd'hui autour des 400 m³/h pour la prise d'eau au niveau du plan d'eau. Elle produit environ 2 millions de m³/an servant essentiellement au SIAEP Ploërmel qui fournit environ 10 200 abonnés et exporte à hauteur de 700 000 m³ d'eau les syndicats limitrophes et le réseau d'interconnexion (M. Le Gal, comm. pers.).

Elle est alimentée par la prise d'eau dans le Lac au Duc et/ou par des prélèvements sur l'Oust (prise d'eau de la Herbinaye) en cas de mauvaise qualité d'eau sur l'étang. La Herbinaye est utilisée depuis 1982-1983 (1^{ers} problèmes d'eutrophisation) mais a été créée en 1976. Cette prise d'eau est utilisée en période d'étiage en tant que prise d'eau de secours et est autorisée à prélever 600 m³/h. Cependant, elle a eu parfois des dépassements du seuil de concentrations de 50 mg/l en nitrates en hiver. Plusieurs dérogations ont été notifiées pour maintenir la prise d'eau à partir de 2004 (arrêté préfectoral du 23 mars 2004 et du 27 août 2010). En effet, l'usine possède depuis 2001, un processus de dénitrification afin de rétablir une bonne qualité d'eau en sortie (Cabinet Bourgois – Groupe Merlin, 2011).

L'usine est gérée par Eau du Morbihan (syndicat d'eau départemental) qui est responsable de la production d'eau. La compétence de distribution est assurée par le syndicat intercommunal de l'alimentation en eau potable de Ploërmel (SIAEP) qui est également propriétaire du Lac au Duc. Le délégataire pour les deux services est la SAUR (cf. figure 29).

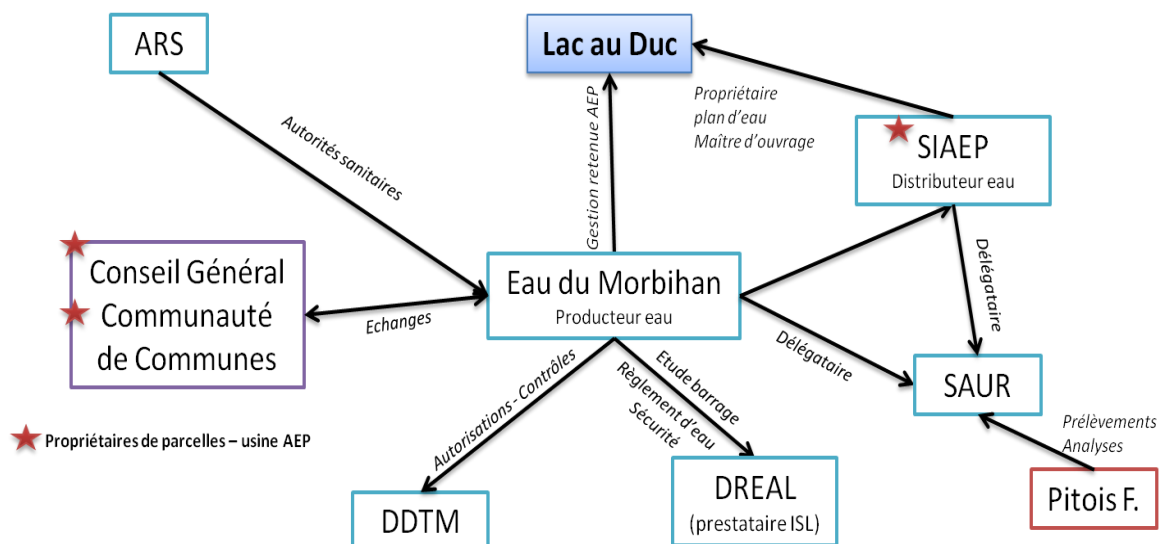


Figure 29 : Schéma des jeux d'acteurs autour de la retenue d'alimentation en eau potable

La répartition des propriétés autour du Lac au Duc et de ses berges est complexe comme le démontre le tableau 12. Chaque action ou aménagement est réalisé avec l'accord de l'ensemble des propriétaires.

Tableau 12 : Répartition des propriétés autour de l'usine d'alimentation eau potable (cadastre et M. Le Gal, comm. pers.)

Propriétaires	Propriétés
SIAEP	- Lac au Duc (masse d'eau) - partie du terrain sur lequel est installée l'usine d'eau potable
Conseil Général	- "cascade" de sortie du plan d'eau - exutoire du seuil rive droite - partie du terrain sur lequel est installée l'usine - route RD8 sur la digue - parement amont de la digue (à la limite entre la propriété du conseil général et du SIAEP)
Commune de Ploërmel	- ouvrages hydrauliques rive gauche - parement aval - partie du terrain sur lequel est installée l'usine

Une étude de sécurité du barrage est réalisée cette année par le bureau d'étude ISL pour le compte d'Eau du Morbihan. Elle aboutira également à une proposition d'un règlement d'eau. Par ailleurs, l'installation d'une rampe à anguille pour favoriser la continuité écologique de cette espèce est en cours d'évaluation. Cette demande d'équipement transparaît dans le Contrat Territorial Milieu Aquatique (CTMA) en étude en ce moment (GBO & SEEGT, 2011 et M. Le Gal, comm. pers.).

Les premières mesures de protection du périmètre autour de la retenue AEP ont été proposées en 1991 dans l'étude du cabinet Saunier Techna (Saunier Eau et Environnement, 1991). Ce rapport correspond à une étude préliminaire à la mise en place des périmètres de protection de captage. L'arrêté préfectoral de déclaration d'utilité publique des périmètres de protection du 3 septembre 1999 (cf. annexe 16) délimite 3 périmètres : immédiat, rapproché et éloigné restreignant certains usages mais il n'entraîne pas de limitation d'usages sur le plan d'eau. Aujourd'hui, les exploitants de parcelles limitrophes aux plans d'eau doivent suivre l'article L211-14 du Code de

l'environnement qui demande la mise en place de couverts végétaux permanents sur une largeur de 5 m minimum le long de cours d'eau et de plans d'eau de plus de 10 ha. De plus, ils ne peuvent utiliser de fertilisants ni de produits phytopharmaceutiques sauf en cas de dérogation. En cas de perte financière, les exploitants peuvent être indemnisés par l'Etat.

Les cyanobactéries causent une gêne physique dans les procédés de traitement de l'eau ainsi qu'une gêne organoleptique due à la libération d'une molécule odorante : la géosmine (cf. paragraphe 2.1.3). De ce fait, des pertes économiques en résultent et l'utilisation de la prise d'eau de secours s'avère nécessaire. Le coût est indirectement supporté par l'abonné du service d'eau potable.

3.4.3. Le Lac au Duc vu comme un faisceau touristique : base nautique, baignade, pêche...

L'attrait du Lac au Duc a permis de développer de nombreuses activités de loisirs à destination pour la plupart, des habitants des communes proches. Ce plan d'eau peut être considéré comme faisant partie de l'image de marque du Pays de Ploërmel.

L'association "club nautique Taupont-Ploërmel" est une base nautique qui existe depuis environ 30 ans. Elle propose des locations de pédalos, de skis nautiques et des stages d'apprentissage de voiles ... Elle est ouverte toute l'année et bénéficie de rehausse installées à l'exutoire du plan d'eau afin de maintenir un niveau d'eau suffisant à proximité de la base. Ces batards d'eau sont installés par l'association de pêche locale lorsque le SIAEP (en concertation avec la base nautique) en donne l'autorisation. Leur utilisation est en cours de régularisation. Les modalités de gestion du niveau d'eau dans l'étang sont pour l'instant informelles (M. Payot, comm. pers.).

Une plage de 300 m, située sur la commune de Taupont, permet aux locaux et aux touristes de se baigner.

Le camping de Taupont profite de sa proximité pour proposer des activités à ces clients. Par contre, le camping de Loyat ne dépend pas réellement du plan d'eau et possède ses propres équipements. Un grand complexe hôtelier et un golf sont également installés en bordure du plan d'eau.

Autour du Lac au Duc, des chemins de randonnées comme la voie verte et le GR 37 sont aménagés pour profiter d'un tourisme vert.

Des activités de pêche et de chasse sont proposées sur le Lac au Duc. La pêche à la carpe et la chasse de gibiers d'eau y sont très développées (M. Payot, maires et représentants des usages, comm. pers., cf. annexe 1). Les périodes d'ouverture de la pêche de seconde catégorie (Lac au Duc et aval de l'Yvel) dépendent de l'espèce pêchée. Il est autorisé de pêcher le sandre et le brochet durant le mois de janvier et du 1^{er} mai au 31 décembre alors que la carpe, par exemple, peut se pêcher toute l'année¹⁵. La période d'ouverture de la chasse aux gibiers d'eau est comprise approximativement entre fin août et fin septembre et dépend de l'arrêté préfectoral de la campagne 2012-2013 (association de chasse de Loyat, comm. pers.).

¹⁵ <http://www.federationpeche.fr/56/departement.php?page=498>

Les différents échanges entre les acteurs des usages « tourisme et loisirs » du plan d'eau apparaissent figure 30.

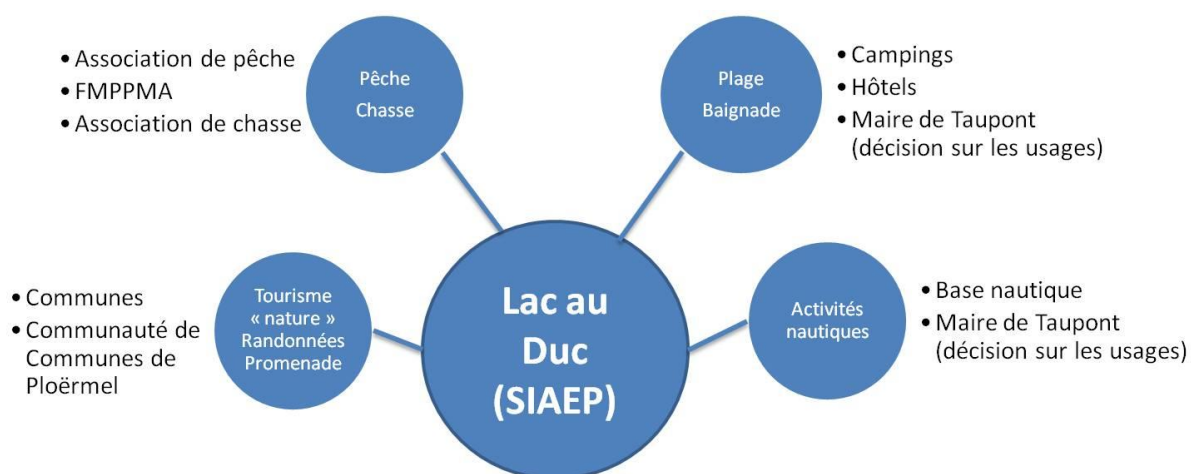


Figure 30 : Relations entre les acteurs autour des activités de loisirs proposées par le Lac au Duc

L'arrêté intercommunal du 29 septembre 1994 qui règlemente l'exercice de la navigation de plaisance et les activités sportives et touristiques sur le plan d'eau du Lac au Duc, propose une délimitation de trois zones pour une répartition spatiale des usages du plan d'eau.

Afin de développer le tourisme de la région, la communauté de communes est prête à mettre en place des équipements améliorant les conditions de promenades et de jeux pour les enfants. Selon certains acteurs, la base nautique a une notoriété nationale voire internationale. Elle a récemment investi dans l'achat de bateaux permettant aux handicapés de naviguer.

Des manifestations sportives ou de loisirs sont régulièrement organisées sur l'étang. Ainsi est prévu, au cours du mois d'octobre 2012, un championnat du monde de voile télécommandée.

Une enquête auprès de la population locale a été réalisée afin de connaître les tendances et les fréquentations des usages proposés au Lac au Duc (Cibles & Stratégies Marketing Communication, 2010). D'après cette étude, l'espace le plus fréquenté s'avère être les voies vertes. Le Lac au Duc constituerait un site associé à des images positives liées au cadre, au calme et à la détente. La baignade et les loisirs nautiques sont des activités pratiquées respectivement par seulement 14% et 8% des interrogés. Ces derniers sont satisfaits des services proposés par la base nautique à 89% (Cibles & Stratégies Marketing Communication, 2010). Les élus locaux cherchent à développer une éducation environnementale autour de la biodiversité de l'étang (maison de la nature, parcours autour de la zone ENS ...) (Cibles & Stratégies Marketing Communication, 2010 et M. Bessonneau, comm. pers.).

La prolifération des cyanobactéries a un impact important sur ces usages du Lac au Duc. En effet, les fréquentations de la base nautique et du camping de Taupont sont directement touchées par les interdictions de baignade et d'activités nautiques. D'après un sondage, cette interdiction constitue une gêne pour un ménage sur deux et une réelle inquiétude pour les deux tiers (Cibles & Stratégies Marketing Communication, 2010). D'une manière générale, les touristes venant pour la pêche sont satisfaits de la diversité proposée par le Lac au Duc (M. Payot, comm. pers.). Mais la forte mortalité de sandres qui a eu lieu en 2011 a nui à l'image du plan d'eau. En effet, c'est plus de 2 tonnes de sandres récoltés par la municipalité l'année dernière (M^{me} Caudal, comm. pers.). Le complexe hôtelier et le golf n'ont quant à eux pas remarqué de différence dans leurs réservations. Ces derniers profiteraient davantage de la proximité de la forêt de Brocéliande.

3.4.4. Une activité minotière en aval du plan d'eau

En aval du Lac au Duc se trouvent deux moulins encore en activités. Ils possèdent des droits d'eau et demandent à ce que les gestionnaires du plan d'eau conservent un débit réservé (M. Rolland, comm. pers.). Des informations restent encore manquantes sur cet usage.

3.4.5. Synthèse des impacts des proliférations de cyanobactéries sur les usages

Les cyanobactéries ont donc impliqué des perturbations des différents usages qui existent près du Lac au Duc. Le tableau 16 présente une synthèse de leurs impacts sur les activités touristiques du plan d'eau.

Tableau 13 : Impacts de la prolifération des cyanobactéries sur les usages du Lac au Duc

Usages du Lac au Duc	Degré d'impact négatif des cyanobactéries sur les usages	Perturbations des usages par les cyanobactéries	Paragraphe(s) correspondant(s)
Alimentation en eau potable	++	Gêne physique et organoleptique. Perturbation des filières de traitement d'eau. Coût plus important de la facture d'eau.	3.4.2.
Baignade et activités nautiques	++	Risque sanitaire pour l'homme engendrant la restriction ou la fermeture de la baignade et des activités nautiques	3.4.3.
Tourisme	+ / ++	Image d'un étang pollué et perturbation des loisirs nautiques et des établissements d'accueil	3.4.3.
Pêche	+	Mortalités massives de poisson certaines années. Possibilité d'interdiction de l'activité de pêche et conseil pour la non-consommation de poissons issus de plans d'eau en présence de cyanobactéries	2.1.4.3
Chasse	∅	Pas d'impact connu	

3.5. Les actions préventives et curatives passées et en cours sur le Lac au Duc et son bassin versant

3.5.1. Les programmes d'actions préventives sur le bassin versant

3.5.1.1. Les dispositions du SDAGE et du SAGE

Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) Loire-Bretagne est un outil réglementaire qui a été approuvé par le comité de bassin le 15 octobre 2009.

La législation intervient dans la lutte contre l'érosion. La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (article 21) permet au préfet de mettre en place des programmes d'actions sur les zones d'érosion diffuse compromettant le bon état de l'eau. Le SDAGE Loire-Bretagne décrit, dans sa disposition 1B-4, la prise en compte des zones d'érosion à aléa fort ou très fort indiqué par cartographie.

L'orientation 3 du SDAGE vise essentiellement le phosphore et se décline en quatre mesures :

- 3A : Poursuivre la réduction des rejets directs de phosphore par les stations d'épuration collectives et industrielles (soumises à autorisation) ;
- 3B : Prévenir les apports de phosphore diffus concernant l'agriculture ;
- 3C : Développer la métrologie des réseaux d'assainissement concerne l'assainissement individuel ;
- 3D : Améliorer les transferts des effluents collectés à la station d'épuration et maîtriser les rejets d'eaux pluviales (SDAGE 2010-2015)¹⁶.

Le SDAGE Loire-Bretagne inclut la disposition 3B-1 qui rappelle le rééquilibrage de la fertilisation phosphorée à l'amont de 14 plans d'eau dont le Lac au Duc. Plus de 66 exploitations sont concernées par cette disposition sur le bassin versant (GBO, 2010).

De plus, le Préfet de Région a rédigé une lettre instruction du 30 novembre 2010, précisant les règles à suivre pour la bonne application de la fertilisation phosphorée (cf. tableau 14) notamment des plafonds d'épandage en phosphore compris entre 80-90 unités de phosphore/ha de surface Directive Nitrates (SDN). Ce plafond considère une balance apport-export mais ne prend pas en considération les stocks de phosphore dans le sol.

Tableau 14 : Réglementations associées au phosphore dans le cas de dossiers ICPE (uP = unités de phosphore et uN = unités d'azote) (Landrain et Pape, 2012)

Installation classée soumise à autorisation	Dossiers < 25000 uN	Dossiers > 25000 uN et créations ex nihilo, a minima
Si "siège d'exploitation et/ou 3 ha de terres en propre situés en 3B1"	80 uP (90 uP volailles) en phosphore total + maillage bocager	Equilibre (+10%) + maillage bocager
Sinon (hors 3B1)	85 uP (95 uP volailles) en phosphore total + maillage bocager	

La disposition 3B-3 du SDAGE prévoit la mise en place de bassins tampons lors de l'installation ou de la rénovation de drainage de parcelles.

¹⁶ http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage/sdage_2010_2015/Sdage-LB2010-2015.pdf

L'atteinte du bon état chimique de la masse d'eau « Etang au Duc » est prévue dans le SDAGE Loire-Bretagne pour 2015 et celle du bon état biologique pour 2021.

Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) Vilaine définit deux objectifs principaux : l'atteinte du bon état écologique défini par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)¹⁷ et la satisfaction de l'ensemble des usages (eau potable, baignade eau douce, ichtyofaune...). Des seuils à respecter concernant le phosphore sont indiqués dans la DCE. Ils correspondent à une fourchette de 0,1 à 0,5 mg PO₄³⁻/l ou de 0,05 à 0,2 mg P_{tot}/l (IAV, 2012). Le SAGE Vilaine est en ce moment en révision et il prévoit d'inclure les dispositions présentées dans le tableau 15.

Tableau 15 : Description des dispositions envisagées par le SAGE Vilaine en révision concernant le phosphore (IAV, 2012)

Dispositions	Définitions
1	Etat des lieux des pressions de phosphore d'origine agricole
2	Production d'une carte d'aléa érosion et actualisation d'une carte de la teneur en phosphore des sols
3	Complément sur la connaissance de la qualité de l'eau pour les paramètres phosphore total et orthophosphates des masses d'eau
4	Mise en place d'un programme local d'actions dans les zones définies comme prioritaires intégrant les dispositions 5 à 9
5	Adaptation d'un nouveau maillage bocager qui répond aux enjeux environnementaux et aux conditions d'exploitations des parcelles agricoles (5a, b, c, d)
6	Mise en place de schémas d'aménagement dans les secteurs les plus contributifs des zones prioritaires (prise en compte des chemins de l'eau → schéma des positions des haies)
7	Limitation des apports initiaux de fertilisants minéraux phosphorés uniquement dans les cas agronomiquement justifiés
8	Résorption des excédents en phosphore organique des exploitations agricoles
9	Formation et sensibilisation (agriculteurs et communes)

3.5.1.2. Les programmes de bassin versant

On dénombre en 2010, 224 Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sur les 422 exploitations du bassin versant Yvel-Hyvet (Agréste, 2011). Les ICPE doivent respecter un certains nombres de réglementations décrites dans le paragraphe 2.2.3.1. Sur le bassin versant Yvel-Hyvet, 18 exploitations ont adhéré aux mesures agro-environnementales pour une gestion extensive des prairies¹⁸.

¹⁷ Circulaire DCE n°2005-12 du 28/07/05 définit le "bon état écologique" pour les eaux douces de surface

¹⁸ <http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/L-atlas-cartographique-des-mesures>

Le bassin est en amont d'une prise d'eau superficielle destinée à la consommation humaine et qui présente des concentrations en nitrates ne respectant pas les exigences de qualité fixées pour les eaux brutes. A ce titre, il est déclaré en ZAC : zone d'actions complémentaires depuis 2001 (cf. décret 2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole). Il est soumis à plusieurs dispositions réglementaires : les parcelles doivent être semées en culture d'hiver ou en CIPAN (Cultures Intermédiaires Piège à Nitrate) durant la période hivernale; les cours d'eau IGN doivent être protégés par des bandes enherbées ... Ces pratiques visent à diminuer les flux d'azote agricoles.

Les programmes « Bretagne Eau Pure » (BEP) mis en place entre 1992 et 2006 ont essentiellement porté sur les pratiques agricoles et l'aménagement de l'espace. Ils ont dans un premier temps visé une diminution des concentrations d'azote. La prise en compte des paramètres pesticides et phosphore s'est faite progressivement par la suite. Le premier programme a été appliqué expérimentalement au sous-bassin versant du Miny en 1992 et 1993. De 1996 à 2001, c'est le bassin versant Yvel-Hyvet qui a mis en place le BEP 2 puis le BEP 3 de 2001 à 2006 (M^{me} Loubère, comm. pers.). Des évaluations des programmes BEP ont été réalisées à l'échelle régionale. L'efficacité de ces programmes sur l'amélioration de la qualité de l'eau est cependant difficile à mesurer clairement en raison de l'absence de « point zéro », d'objectifs initiaux peu précis, et de l'absence de protocole d'évaluation défini en amont. De ce fait, les évaluations régionales reposent davantage sur des indicateurs de moyens ou de réalisations que sur des indicateurs de résultats ou d'impacts. En outre, les évaluations existantes sont peu territorialisées. Cependant, on peut supposer globalement l'implication de la Directive Nitrates et des programmes BEP dans la diminution significative des concentrations en nitrates dans les rivières bretonnes.

L'axe 5 du contrat de projets Etat/Région 2007-2013, le « Grand projet 5 » (GP5), a pour but l'amélioration de la qualité des eaux et l'atteinte du bon état écologique des milieux aquatiques souhaitée par la Directive Cadre sur l'Eau de 2000¹⁹. Aujourd'hui, le Contrat Territorial de Bassin Versant qui décline ces objectifs de façon opérationnelle est géré par le GBO pour la période de 2008 à 2012 pour l'Yvel. L'unique indicateur de résultats prévu pour ces actions est l'amélioration de la qualité de l'eau dont le suivi est régulier depuis une dizaine d'années.

¹⁹ <http://www.bretagne-environnement.org>

Ce contrat comporte :

- Actions agricoles
 - Reliquats sortie hiver, analyses de sol et d'effluents
 - Référentiel agronomique local
 - Charte locale des prescripteurs
 - Suivi des exploitations non conformes révélées par les contrôles de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer et la Direction Départementale de la Protection des Populations
 - Suivi et contrôle du contenu des plans prévisionnels de fumure
 - Formation des agriculteurs à l'établissement individuel de leur plan de fumure
 - Animation Mesures Agro-Environnementales
 - Classement des parcelles à risques
- Actions communales
 - Mise à jour des plans de désherbage communaux
 - Formation et suivi des agents communaux
 - Suivi des communes
 - Informations et démonstrations sur les techniques alternatives
 - Informations aux élus et aux agents communaux
 - Contrôle des pulvérisateurs
 - Formation des vendeurs en jardinerie et des paysagistes
- Aménagement des milieux : inventaires des zones humides et cours d'eau
- Education à l'environnement
 - Animations dans les écoles : « sur les traces de l'Oust »
 - Information auprès du grand public
- Communication (M^{me} Guichard, comm. pers.)

Le GBO a par exemple essayé de convaincre les agriculteurs que l'engrais minéral Starter n'était pas indispensable en expérimentant sur deux parcelles identiques la culture d'un maïs avec et un maïs sans Starter. Ensuite, il leur a proposé de faire des essais et s'ils obtenaient une perte de rendements, le Conseil général pouvait les indemniser (M. Onno, comm. pers.). Le GBO accompagne les agriculteurs dans la réalisation de leur plan prévisionnel de fumure. Il propose des animations autour des mesures agro-environnementales mais peu d'agriculteurs y ont adhéré. Ce programme sera évalué en 2013 (M^{me} Guichard, comm. pers.).

3.5.1.3. Les programmes de replantation des haies

Les premières opérations de reconstitution du bocage ont commencé en 1994 sur le bassin versant à travers la politique départementale et le programme « Harmonie 4 ». Neuf communes morbihannaises ont bénéficié de cette politique (Belloncle *et al*, 2010). Les plantations ont eu lieu sur la période 1998-2006 et représente environ 100 km de linéaire (données Chambre d'agriculture).

Le programme Breizh Bocage, qui a succédé à la politique départementale, a été initié en 2010 sur le bassin versant Yvel-Hyvet. Ces programmes ne visent pas spécifiquement la protection de la qualité des eaux mais ils prennent en compte cet enjeu parmi d'autres fonctions assurées par le bocage. Le Syndicat Mixte du Grand Bassin de l'Oust a prévu de réaliser des travaux de remaillage bocager entre 2010 et 2013/2014 sur 11 communes du bassin versant. Pour l'instant, en deux ans de travaux, près de 40 km de linéaire ont été replantés (80%) ou regarnis (16%) sur Guilliers, Brignac, Ménéac, Merdrignac et Mauron. La priorisation s'est donc portée sur le nord du bassin versant en fonction des flux de nitrates et de phosphore ainsi que de la densité bocagère initiale (M^{me} Guichard, comm. pers.). La proximité de Lac au Duc n'a pas été considérée comme un critère prioritaire pour cette action.

Au-delà du simple linéaire planté, il n'existe pas d'indicateur permettant de mesurer l'efficacité de ces actions de reconstitution du bocage : linéaire planté/linéaire en place, linéaire planté/linéaire arasé, localisation des plantations (versant, ceinture de bas-fond, rupture de pente ...), fonctions environnementales renforcées (hydrologique, anti-érosive, brise-vent, biodiversité ...)...

Afin de préserver le bocage sur le bassin versant, il est possible d'introduire certaines haies et espaces arborés dans le Plan Local d'Urbanisme (PLU) de la commune ou à travers la « loi paysage ». Les communes qui ont classé certains éléments du bocage (les données relatives aux linéaires concernés ne sont pas disponibles) dans leurs documents d'urbanisme sont : Loyat, Concoret, Ploërmel, Tréhorenteuc, Ménéac, Illefaut et Taupont. Cependant, à part Ploërmel et Illefaut, les haies sont inscrites d'après le critère « patrimonial » et non par rapport à la qualité de l'eau. Le classement s'effectue plus souvent à partir de la « loi paysage » (loi n° 93-24 du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages) que de l'inscription en « Espaces Boisés Classés » (article L 123-1-5 7° du Code de l'Urbanisme) dans les PLU qui interdit tout changement d'affectation (M^{me} Guichard, comm. pers.).

3.5.1.4. Amélioration des réseaux d'assainissement

A l'échelle du SDAGE Loire-Bretagne, les principales dispositions liées à l'assainissement sont classées en 3A (cf. paragraphe 3.5.1.1). La disposition 3A-1 décrit notamment la poursuite de la réduction des rejets ponctuels domestiques et industriels.

Des procédés de déphosphatation performants ont été installés sur les stations d'épuration en boues activées du bassin versant en 2003 et 2004 (cf. paragraphe 3.1.3.1). Les progrès dans la composition des lessives et les rejets des industries s'évaluent à l'échelle nationale (cf. paragraphes 2.2.2.1 et 2.2.2.2).

3.5.1.5. Les acteurs impliqués

Les échanges entre les acteurs impliqués dans la mise en œuvre des actions préventives sur le bassin versant sont schématisés dans la figure 31.

Le GBO est le maître d'ouvrage des principaux programmes. Ces derniers traduisent les préoccupations du SAGE (pilote par l'IAV) et du SDAGE. La plupart des programmes d'actions sont cofinancés par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, le Conseil Général, le Conseil Régional et le maître d'ouvrage (GBO). Dans le cas d'un enjeu « Alimentation en Eau Potable », le syndicat d'eau départemental « Eau du Morbihan » et le syndicat d'eau local « SIAEP » peuvent participer aux dépenses du GBO.

La chambre d'agriculture intervient auprès des agriculteurs pour un appui technique. Les exploitations sont contrôlées par la DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer et par la DDPP : Direction Départementale de la Protection des Populations (pour les installations classées). Le Conseil Général gère l'entretien des quelques parcelles décrites au titre d'espaces naturels sensibles. L'association de pêche locale et la fédération de pêche (FMPPMA) travaillent à la restauration des cours d'eau et à la gestion piscicole. Par ailleurs, des structures d'aide et de contrôle des installations en assainissement (SATESE et SPANC) agissent pour améliorer la qualité des eaux rejetées dans le réseau hydrographique.

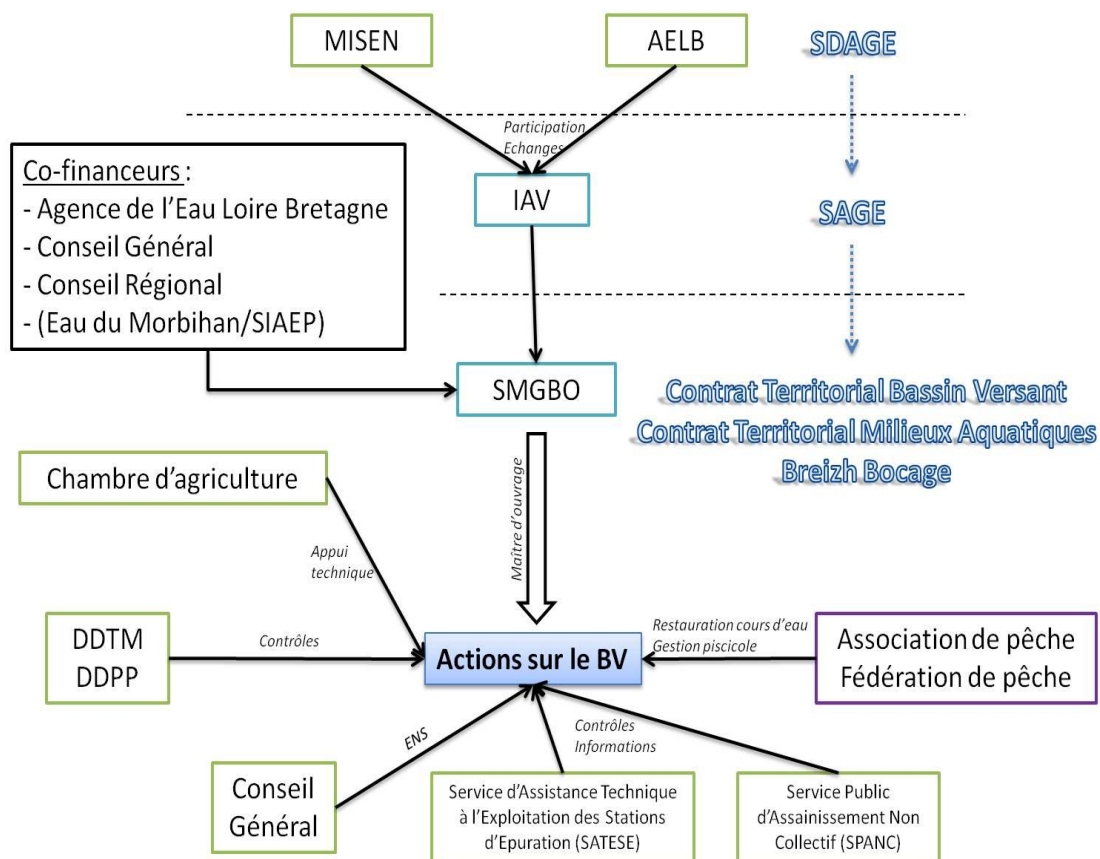


Figure 31 : Relations entre les acteurs concernés par les actions de protection de la qualité des eaux sur le bassin versant Yvel-Hyvet

De nombreux programmes ont été mis en place sur le bassin versant et sur l'étang mais peu d'éléments d'évaluation tangibles permettent de mesurer l'efficacité des actions menées.

3.5.2. Les actions curatives entreprises sur le Lac au Duc

3.5.2.1. L'épandage au sulfate de cuivre

Il n'a pas été possible de trouver de trace écrite de la réalisation des épandages de sulfate de cuivre sur le Lac au Duc. Ils ont pourtant été effectués juste en amont de la prise d'eau potable par la SAUR il y a seulement quelques années. Selon les acteurs interrogés, ils auraient eu lieu en 2005 et 2006 ou de 2000 à 2005 (M. Rolland et M. Garre, comm. pers.). Il est en fait certain que les épandages ont pris fin en 2007. Cependant, on ne dispose pas davantage d'informations sur les modalités d'épandage (période, fréquences, surface, tonnage...) et aucune donnée concernant le suivi de son efficacité d'une part et de ses effets non-intentionnels d'autre part.

Cependant, il est désormais admis que cette solution chimique a des conséquences sur l'environnement. De fortes concentrations de cuivre et de manganèse peuvent se retrouver dans les boues et les vases et cela risque de compliquer leur éventuel dépôt sur des terres agricoles. Au moins 33% du cuivre épandu sur un plan d'eau est stocké dans les sédiments (Jigorel *et al*, 2000). Par ailleurs, le sulfate de cuivre provoque la lyse des cellules de cyanobactéries trois jours après le traitement, et les cyanotoxines sont alors libérées dans le milieu. Les algicides, d'une manière générale, peuvent aussi induire la sélection de souches de cyanobactéries plus résistantes et conduire à la mort d'autres algues (Levi *et al*, 2006). Cette pratique est maintenant déconseillée, notamment par l'avis du CSHPF de mai 2003, mais elle est encore utilisée, avec dérogation, sur certains sites notamment dans les Côtes d'Armor (cf. chapitre 4).

3.5.2.2. L'installation de rampes d'aération

Pour limiter les phénomènes d'anoxie et améliorer ainsi la qualité de l'eau, des rampes d'aération ont été installées au fond du plan d'eau en 1994 (carte en annexe 17). Le principe de cette installation est de libérer de l'oxygène au niveau de la surface des sédiments afin de limiter le relargage de fer (et donc de phosphore), de manganèse et d'ammonium dans la masse d'eau. La mise en place d'un système d'aération est supposée avoir un effet sur les proliférations de cyanobactéries mais leur efficacité sur ce paramètre n'a en fait jamais été prouvée sur un plan d'eau (Lévi *et al*, 2006).

Aujourd'hui, 50% du linéaire de rampe est encore en état de marche dans le Lac au Duc. Sa mise en fonctionnement n'a pas montré de réels signes de changement de la qualité de l'eau (graphes disponibles des concentrations en ammoniacale, phosphates entre 1990 et 1996 dans Saunier Techna, 2002) ni des concentrations en cyanobactéries. Aucun protocole précis d'évaluation n'a cependant été mis en œuvre. De plus, la consommation d'électricité nécessaire au fonctionnement des rampes n'est pas négligeable (45 kW/h). Ces dernières années, les rampes d'aération fonctionnaient la nuit (de minuit à 5h) durant la période estivale (de juin au 15 octobre) pour oxygéner le milieu de vie des poissons et assurer leur survie. Mais elles n'ont pas été alimentées durant l'été 2012 (M. Payot, comm. pers.). En effet, leur efficacité n'a pu être démontrée et le sujet est très controversé. Dans le cas du Lac au Duc, une majorité d'acteurs doutent de l'utilité de cette installation quant à la maîtrise des développements de cyanobactéries. Les avantages et inconvénients d'un tel système seront décrits dans le chapitre 4.

3.5.2.3. L'étude préalable à un projet de curage

Une étude préalable à un projet de curage du Lac au Duc a été réalisée en 2003-2004 à la demande du SIAEP. Elle comprend une bathymétrie et une analyse physico-chimique des sédiments (Saunier Techna, 2002). Il était prévu de retirer l'ensemble des sédiments, c'est-à-dire un volume de 1,6 millions de m³ sur 150 ha par aspirodragage et extraction mécanique. Une partie de la vase extraite aurait décanté dans des bassins puis aurait été épandue sur environ 200 ha de parcelles agricoles préalablement aménagées. L'autre partie aurait été déposée dans l'ancienne décharge de Loyat et dans l'ancienne carrière de Leuleac (Saunier Techna, 2004).

Plusieurs appels d'offres ont été proposés mais le coût étant trop élevé (environ 20 millions d'euros) et les financements manquants, le projet a été abandonné (Saunier Techna, 2004). Par ailleurs, on peut se poser la question d'une réelle efficacité d'un curage sur les proliférations de cyanobactéries (Cf. chapitre 4).

3.5.3. Synthèse chronologique des actions menées sur le Lac au Duc et son bassin versant

Une chronologie des actions mises en place sur le Lac au Duc et son bassin versant est proposée à la figure 32. Elle est établie sur la base de la documentation consultée et des acteurs rencontrés.

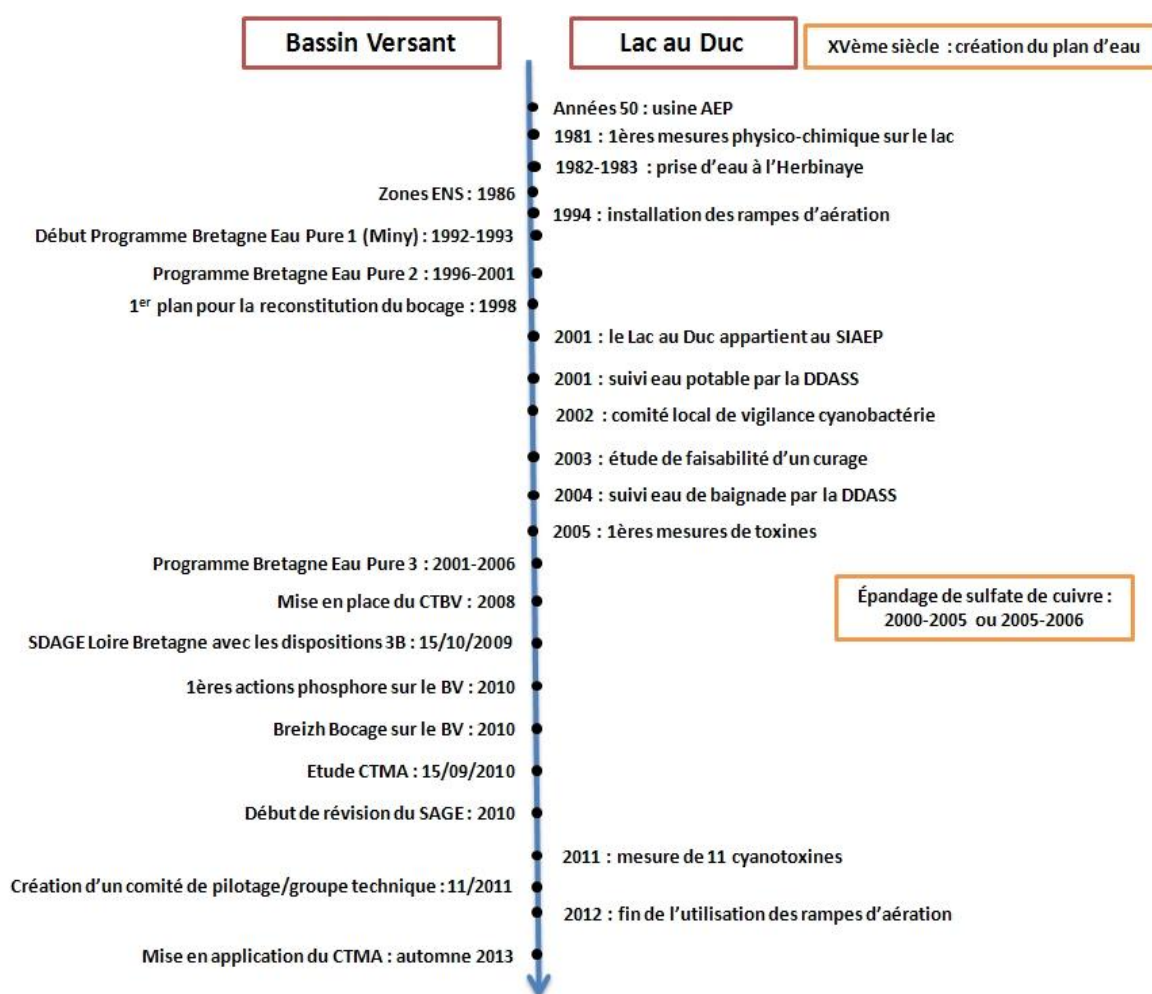


Figure 32 : Un historique du cadre général et des actions mises en place sur le Lac au Duc

3.5.4. Les organes de suivi et de concertation concernant les cyanobactéries dans le Lac au Duc

Le premier comité de suivi de la qualité de l'eau en particulier sur les cyanobactéries a été mis en place en 2002. Il accompagna les différentes études portant sur le Lac au Duc : projet de curage, synthèse sur les origines et le développement des cyanobactéries, suivi de la qualité des eaux...

Un comité de pilotage s'est ensuite créé le 21 novembre 2011 sous l'égide du préfet. Un groupe technique a alors été constitué. Il est piloté par la Mission Inter-Service de l'Eau (MISE) et le Grand Bassin de l'Oust. Il comprend un représentant de :

- l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne,
- l'Agence Régionale de la Santé (ARS),
- la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM),
- la Direction Départementale de la Protection des Populations (DDPP),
- le Département du Morbihan,
- l'Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan (ODEM),
- la Communauté de Communes du pays de Ploërmel,
- Eau du Morbihan,
- la Chambre d'agriculture du Morbihan,
- l'Institut d'Aménagement de la Vilaine (IAV),
- Eau et Rivières de Bretagne,
- la Fédération du Morbihan pour la Pêche et la Préservation des Milieux Aquatiques (FMPPMA).

Cet organe a pour but de proposer des améliorations concernant les solutions préventives déjà existantes et d'identifier des solutions curatives pour la situation du Lac au Duc. Dans un premier temps, outre le suivi de la présente étude, les travaux du groupe technique se concentrent sur l'opportunité et la faisabilité d'un éventuel curage et sur un bilan phosphore en provenance de l'agriculture (M. Chauvière, comm. pers.).

Le plan d'eau est dépendant des modalités de gestion du bassin versant où de nombreux acteurs interviennent (cf. paragraphe 3.5.1.5). Les relations entre les gestionnaires du plan d'eau et de ses usages et ceux du bassin versant sont rares. On observe une relative méconnaissance des actions que chacun entreprend. Aujourd'hui, il n'existe pas d'organe formalisé de gestion du Lac au Duc.

3.5.5. Points de vue des acteurs : principaux points de questionnement, de convergence, de divergence sur la situation

La figure 33 résume les principales questions qui ont été soulevées au sujet des proliférations de cyanobactéries lors des entretiens avec les acteurs du plan d'eau et du bassin versant (cf. annexe 1).

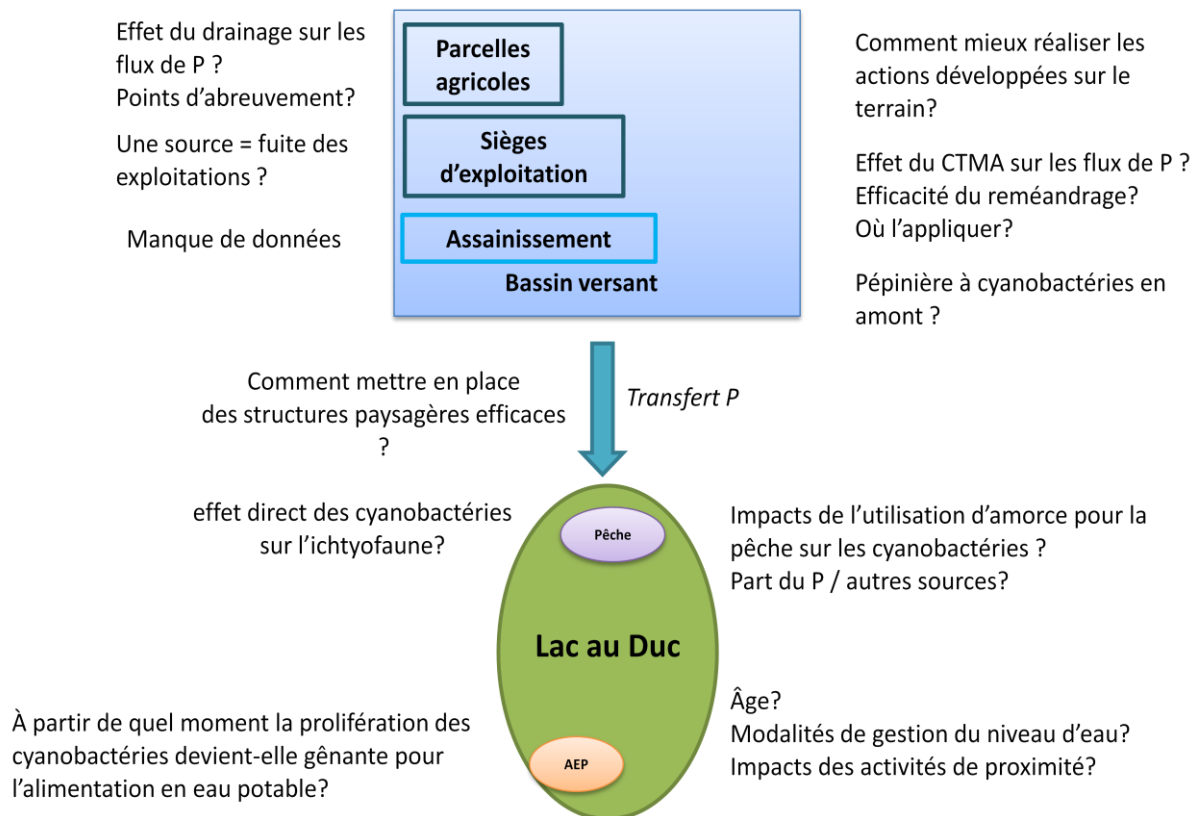


Figure 33 : Principaux questionnements soulevés par les acteurs locaux au sujet des proliférations de cyanobactéries lors des entretiens

Plusieurs questions peuvent bénéficier d'éléments de réponse issus de l'état des connaissances scientifiques (cf. chapitre 2). D'autres reflètent effectivement des incertitudes. Par exemple, l'utilisation d'amorces pour la pêche à la carpe pourrait constituer une source non négligeable de phosphore mais ceci reste encore une hypothèse.

Les différentes rencontres des principaux acteurs ont permis de recenser les opinions de chacun et de regrouper celles qui étaient semblables et celles qui divergeaient.

Par exemple, la liste des cyanotoxines à mesurer dans l'eau de baignade par l'ARS fait l'objet d'avis différents. Certains scientifiques se questionnent sur la pertinence du choix de cette dernière (M. Brient, comm. pers.). Il semble que la mesure de la concentration en nodularine soit comprise dans une série de test et sans surcoût (M. Richard, comm. pers.).

Par ailleurs, la toxicité des cyanobactéries n'est pas perçue de la même façon par chaque acteur. Sur ce sujet, la divergence d'opinions s'observe quant à l'évaluation du risque sanitaire basée sur la prise en considération du nombre de cellules et/ou du dépassement du seuil de toxines. En effet, certaines personnes considèrent que les activités nautiques peuvent se pratiquer même en présence d'une forte concentration de cyanobactéries si les concentrations en toxines sont inférieures aux seuils alors que d'autres estiment qu'une forte concentration d'algues bleues peut potentiellement engendrer un pic de toxine et représenter de fait un danger sanitaire.

Les actions de prévention effectuées sur le bassin versant laissent perplexes certains acteurs. La notion de fertilisation équilibrée du phosphore n'est pas toujours définie de la même manière. L'arrêté du préfet de novembre 2010 promulgue l'utilisation de plafond pour l'épandage d'effluents autour de 80-90 unités de phosphore par ha. Cette homogénéisation des quantités déposées par exploitation impliquent des risques d'enrichissement des parcelles ayant des stocks élevés en phosphore dans le sol. Il existe aussi des visions différentes sur les efforts des agriculteurs dans la participation aux programmes de bassin versant et sur l'implication des communes dans la limitation des transferts de phosphore. Il est difficile aujourd'hui d'estimer l'influence de chaque source de phosphore ce qui laisse part à des différences d'opinions sur chacune d'entre elles.

Le manque de connaissances scientifiques sur la part relative des apports en phosphore du bassin versant par rapport à la charge interne des sédiments est aussi à l'origine de discussions.

Les actions sur le Lac au Duc sont aussi remises en cause comme l'usage de rampes d'aération jusqu'à l'année 2011 pour l'amélioration de la qualité de l'eau et de la vie piscicole.

Un débat est aussi ouvert auprès des principaux acteurs de la région sur la pertinence de la réalisation d'un curage. Les points de vue sont assez différents. Certains acteurs locaux ont tendance à se focaliser sur ce type de traitement. Mais pour la plupart, le rapport bénéfice / coût est trop faible pour pouvoir prendre en compte une telle solution sur le Lac au Duc.

3.6. Modalités de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries sur le Lac au Duc et dans le Morbihan

L'Agence Régionale de Santé (ARS) a établi un programme de surveillance de la qualité des baignades en eau douce pour 43 plans d'eau bretons dont 9 plans d'eau du Morbihan en 2011. Elle transmet les résultats du suivi avec les avis sanitaires associés aux responsables des eaux de baignade dont relèvent les décisions concernant une restriction ou une interdiction de l'activité. Outre les paramètres bactériologiques, les critères réglementaires ou actuellement indiqués par le ministère en charge de la santé pour appuyer les avis sanitaires sont les suivants :

- le nombre de cellules de cyanobactéries (seuil d'alerte de niveau 2 à 100 000 cellules décrit par la circulaire DGS/SD7a n° 2003-270 du 4 juin 2003) ;
- la teneur en microcystines (seuil d'interdiction de la baignade et de limitation des activités nautiques à 25 µg/l eq. microcystine LR) ;
- la transparence de l'eau (turbidité de l'eau inférieure à 1 m de profondeur : annexe 1 du décret n°2008-990 du 18 septembre 2008).

Ces critères sont considérés par la délégation morbihannaise de l'ARS comme insuffisants pour apprécier correctement la situation en terme de risques car :

- la transparence de l'eau oscille entre 40 et 60 cm pour un certain nombre de plans d'eau ;
- la composition de la flore phytoplanctonique n'est pas considérée, en particulier la présence d'espèces de cyanobactéries potentiellement génératrices de toxines ;
- d'autres toxines (variant de microcystines, anatoxine A, ...) sont recherchées et parfois quantifiées dans certains plans d'eau mais ne sont pas prises en compte dans l'évaluation du risque sanitaire.

3.6.1. Modalités de gestion des risques sanitaires sur le Lac au Duc

Dans le cas du Lac au Duc, le maire de Taupont assure à la fois la responsabilité de l'eau de baignade et les pouvoirs de police municipale qui, en premier niveau, lui sont délégués par le Code Général des Collectivités Territoriales et qui inclut notamment les aspects sécurité et santé.

En 2007 et 2008, la baignade n'a pas été interdite par le maire (dépassement du niveau 2 et présence d'espèces potentiellement toxigènes) malgré l'avis sanitaire de l'ARS.

En 2009 et 2010, la baignade a été ponctuellement interdite (dénombrements importants et faible transparence de l'eau), conformément à l'avis sanitaire de l'ARS.

En 2011, la baignade a été fermée une large partie de l'été, même lorsque le nombre de cellules était inférieur au seuil de 100 000 cellules/ml car la turbidité était élevée, générant un risque d'allongement des délais de recherche pour les sauveteurs en cas de noyade. Les activités nautiques avaient été, quant à elles, fermées une journée.

En 2012, une subvention de la communauté de communes a été accordée à la mairie afin d'ajouter un maître nageur et du matériel pour ainsi renforcer la sécurité de la zone de baignade (M. Blondet, comm. pers.). La baignade a cependant été interdite, sur avis de l'ARS, pendant une dizaine de jours, (fin juillet – début août). La baignade a ensuite été à nouveau autorisée sur la base de résultats de dosages de toxines acquis avec une fréquence accrue (2 à 3 fois par semaine) et montrant l'absence de toxines dans le milieu.

3.6.2. Pratiques de gestion des risques sanitaires dans le Morbihan

Dans le Morbihan, sur la base des recommandations formulées par l'ARS, une certaine disparité est constatée dans les choix des responsables juridiques de sites de baignade autorisés en eau douce concernant :

- les décisions de limitation ou d'interdiction de baignades et d'activités aquatiques,
- les critères sur lesquels sont basées ces décisions.

A titre d'exemple, on remarque dans le tableau 16, que, suivant les sites de baignades, les prises de décision peuvent suivre les avis de l'ARS, ou être plus restrictives que ces recommandations (période de fermeture de baignade plus longue, restriction plus sévère des activités nautiques ...), ou au contraire être moins restrictives (période de fermeture de baignade raccourcie ou tout simplement non décidée).

Les décisions peuvent également varier dans le temps sur un même site. Ainsi, concernant le Lac au Duc, un clivage est observé dans les prises de décisions entre les années 2007-2008 et les années 2009, 2010 et 2011 (cf. tableau 16).

Cette hétérogénéité des pratiques de gestion des risques sanitaires de la part des responsables des eaux de baignade dans le Morbihan ne facilite pas la compréhension des enjeux de la part des acteurs concernés.

		2011	2010	2009	2008	2007
PLUHERLIN	Etang du Moulin Neuf	AM temporaire interdiction baignade et restrictions activités nautiques	AM interdiction baignade 13/08 (dépassement niveau II 02/08 et anatoxine A = 0,5 µg/l le 09/08)	Pas d'AM d'interdiction de baignade dans la saison malgré recommandations DDASS (dépassement niveau II)	AM interdiction baignade et restrictions activités nautiques du 15/07 au 04/08 puis à partir du 24/08 (dépassement niveau II 13/08)	AM à partir du 16/07 interdiction baignade et restriction activités nautiques (dépassement niveau II)
TAUPONT	Lac au Duc	AM interdiction de la baignade (sauf dans zone aménagée et surveillée) et restriction des loisirs nautiques	AM de restriction de la baignade à la zone de bain et limitation activités nautiques susceptibles d'occasionner contact prolongé eau (dépassement niveau II le 10/08)	AM interdiction baignade à partir de mi-août (dépassement niveau II le 10/08)	Dépassement niveau II hors saison balnéaire (26/05 et 01/09) : pas d'AM interdiction baignade malgré recommandations DDASS)	Dépassement niveau II à partir du 25/07 : pas d'AM interdiction baignade malgré recommandations DDASS du 07/08)

Tableau 16 : Exemples de prises de décision des maires concernant la baignade et les activités nautiques pour les plans d'eau sous surveillance de l'ARS dans le Morbihan (AM = Arrêté Municipal), (Données ARS 2007-2011, données transmises par les acteurs locaux de l'étang du Moulin Neuf et du Lac au Duc).

	Suivi des recommandations de l'ARS
	Fermeture ou restriction de la baignade et/ou des activités nautiques sur une période plus longue que recommandée par l'ARS
	Aucune fermeture ou restriction de la baignade et/ou des activités nautiques malgré les recommandations de l'ARS
	Fermeture ou restriction de la baignade et/ou des activités nautiques sur une période plus courte que recommandée par l'ARS

Résumé

- ✘ Le Lac au Duc se situe à l'exutoire d'un bassin versant très agricole, déclaré en zone d'actions complémentaires au titre de la Directive Nitrates. Ce bassin est soumis à la disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne qui demande l'atteinte de la fertilisation équilibrée en phosphore.
- ✘ L'assainissement collectif y est performant mais de nombreuses installations individuelles ne sont pas aux normes.
- ✘ Le Lac au Duc est un plan d'eau ancien (XV^{ème} siècle), vaste (240 ha) et peu profond (2,6 m en moyenne). Le temps de séjour moyen de l'eau y est de 24 jours, mais il peut être beaucoup plus court en période hivernale et nettement plus long en période d'étiage.
- ✘ Ce plan d'eau abrite de nombreux usages : alimentation en eau potable, baignade, activités nautiques, pêche, chasse, moulins à l'aval, randonnées et campings ...
- ✘ Les flux de phosphore entrant (majoritairement d'origine agricole) et sortant dans le plan d'eau sont estimés respectivement à 9 et 7 tonnes/an. Ainsi, on peut supposer un accroissement du stock de phosphore dans le plan d'eau de près de 2 tonnes/an.
- ✘ Le Lac au Duc est un plan d'eau eutrophisé, victime chaque année de proliférations de cyanobactéries. Le phénomène présente une forte variabilité interannuelle et intra-annuelle en termes d'intensité et de période des blooms observés et d'espèces présentes. Jusqu'à maintenant, les concentrations en cyanotoxines sont toujours restées très faibles. On n'observe pas d'évolution significative de la situation depuis 2003.
- ✘ L'ensemble des usages sont impactés par ces proliférations : perturbations du fonctionnement de l'usine d'eau potable, restriction de la baignade, des activités nautiques et de la pêche, dégradation de l'image de marque du Lac au Duc et conséquences sur sa fréquentation ...
- ✘ Des actions préventives sont menées sur le bassin versant depuis les années 1990 ciblant dans un premier temps la lutte contre les nitrates. Elles intègrent désormais un objectif de réduction des flux de phosphore en provenance du bassin versant (réduction des sources, limitation des transferts). Des actions curatives ont été mises en place (épandage de sulfate de cuivre, système d'aération) ou envisagées (curage). Ces actions n'ont globalement pas eu d'effet significatif sur les proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc. L'absence d'outils d'évaluation ne permet pas d'en mesurer précisément l'efficacité.

Chapitre 4

**Actions de lutte curatives
contre les cyanobactéries
réalisées sur des plans
d'eau eutrophisés :
analyse de retours
d'expérience**

4 Actions de lutte curatives contre les cyanobactéries réalisées sur des plans d'eau eutrophisés

Les proliférations de cyanobactéries sont des phénomènes naturels, mais leur fréquence d'apparition, leur durée et leur intensité se sont accrues en raison des actions anthropiques. Aujourd'hui, plusieurs méthodes curatives essayent de limiter voire d'éliminer les blooms phytoplanctoniques. En effet, ces développements d'algues perturbent les usages des plans d'eau et engendrent des conséquences économiques et écologiques plus ou moins graves. Cependant, les traitements curatifs proposés, pour lesquels le recul est parfois limité, ont des niveaux d'efficacité plus ou moins probants et ne sont pas toujours sans effet sur le milieu ni sur les activités pratiquées sur le lac. L'ensemble des retours d'expérience recensés pour cette étude est en annexe 18.

Les méthodes curatives abordées dans ce chapitre ont toutes pour premier objectif de contrôler les proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau. La figure 34 ci-dessous résume les différentes actions curatives existantes et leur catégorie de fonctionnement. Certaines méthodes vont plutôt utiliser des agents biologiques ou chimiques alors que d'autres préconisent l'emploi de machines destinées à impacter la masse d'eau ou les sédiments.

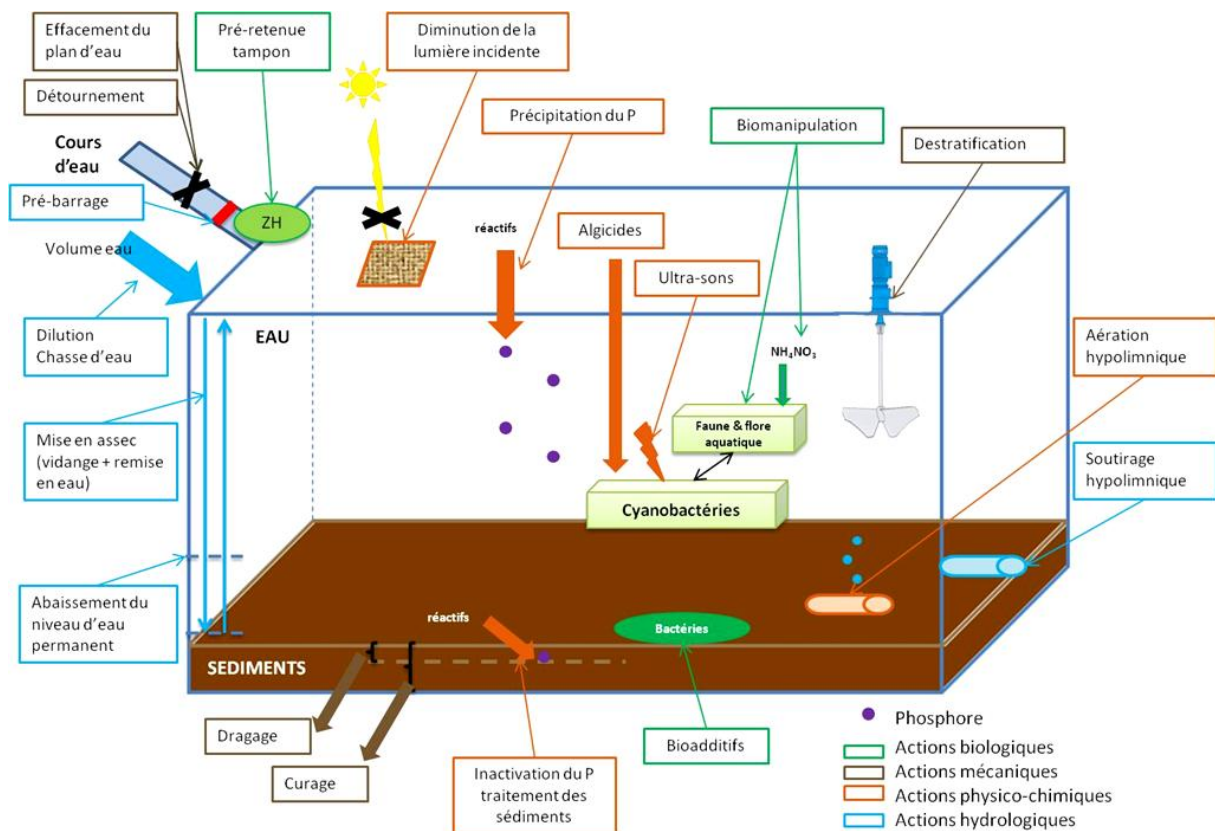


Figure 34 : Synthèse des différentes actions curatives existantes pour lutter contre les cyanobactéries et maîtriser les concentrations de phosphore (d'après Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

4.1 Actions curatives hydrologiques

Les actions hydrologiques se traduisent par une intervention au niveau des masses d'eau (cours d'eau et/ou plan d'eau). Elles jouent sur les paramètres de débit à l'entrée du lac, de volume d'eau entrant ou sortant et de la hauteur d'eau.

4.1.1 Soutirage hypolimnique

Principes :

- Soutirer les eaux profondes désoxygénées et chargées en phosphore ;
- Diminuer le temps de séjour dans l'hypolimnion* pour réduire les risques d'anoxie et de transfert de nutriments.

Mise en œuvre :

Le soutirage hypolimnique s'effectue à l'aide d'une canalisation déposée sur le fond du plan d'eau. Celle-ci relie le point le plus profond et le plus concentré en phosphore du lac à l'exutoire. Cette méthode ne s'applique que lorsqu'un barrage se trouve en aval du plan d'eau pour empêcher l'écoulement naturel en surface. Il est préconisé de démarrer le soutirage avant l'apparition de l'anoxie dans l'hypolimnion (Barroin, 1999).

Avantages du « soutirage hypolimnique » :

- Diminution de la concentration en phosphore dans les sédiments car celui-ci passe dans la colonne d'eau et est rapidement évacué vers l'aval ;
- Diminution des blooms algaux dont ceux des cyanobactéries grâce à l'abaissement des concentrations en phosphore dans l'eau ;
- Conservation des usages pendant le traitement (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 17.

Tableau 17: Inconvénients du soutirage hypolimnique (Barroin, 1999 ; Baudot, sd et Devidal, 2007).

Coût et difficultés associés	Matériels coûteux et frais de fonctionnement et de maintenance Traitement des eaux rejetées coûteux Soumis à déclaration ou autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 2.2.1.0 et 2.2.3.0)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Installation canalisations	?	?
Effets secondaires possibles		
Remise en suspension des sédiments – Perturbation des fonds	Perturbations importantes des habitats d'eaux profondes	Risque de contamination des eaux + augmentation de la turbidité → gêne baignade+activités nautiques
Déversement d'eaux polluées et anoxiques en aval	Déséquilibre du milieu aquatique en aval	
Accélération du déstockage d'eau en période d'étiage	Réchauffement global de la masse d'eau (moindre volume)	Gêne l'alimentation en eau potable et les activités nautiques

Le soutirage hypolimnique est une action curative qui s'applique quand le plan d'eau possède une stratification intense et un hypolimnion volumineux. Il peut être efficace si la charge externe a été réduite (Barroin, 1999). Par ailleurs, une des difficultés de cette technique est d'établir un débit soutiré exact pour ne pas entraîner un enfoncement de la thermocline et donc ne pas provoquer une déstratification (Baudot, sd). Si ces trois spécificités sont respectées, le traitement aura un effet à long terme en relation avec une amélioration de la quantité et de la qualité du phytoplancton (Barroin, 1999).

Les retours d'expérience (cf. tableau 18) illustrent bien les principes d'actions correspondants.

Tableau 18 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau avec une installation de soutirage hypolimnique

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Lac Paladru (38)	Installation d'une canalisation dans le fond du plan d'eau (1976). Cette action s'est accompagnée de la mise en place d'une ceinture d'assainissement (1993)	Bonne qualité d'eau aujourd'hui mais incertitude sur l'efficacité relative entre le soutirage et la diminution du flux de phosphore en provenance de l'assainissement des communes proches
Lac de Mauern See (Suisse) (Barroin, 1999)	Charge interne représentait 200 fois la charge externe. Soutirage sur 6 ans	Nette amélioration de la qualité de l'eau globale : forte diminution des concentrations en phosphore et augmentation des concentrations en oxygène dissous (diminution de l'hypolimnion)
Lac Reither See (Autriche) (Barroin, 1999)	soutirage hypolimnique pendant 4 ans	La concentration moyenne annuelle de P total a été divisée par deux, la transparence doubla et les cyanobactéries régressèrent significativement

On remarque quand même que cette solution s'accompagne souvent de mesures ciblées sur la réduction de la charge externe en phosphore comme la mise en place de ceinture d'assainissement ou de procédés de déphosphatation dans les usines de traitements...

4.1.2 Dilution – chasse d'eau

Principe :

- Chasse d'eau : chasser les cellules algales plus vite qu'elles ne se multiplient (taux d'entraînement proche du taux de croissance des algues) et diminuer le temps de séjour ;
- Dilution : diluer les concentrations en phosphore et en cyanobactéries.

Mise en œuvre :

La dilution du lac correspond à l'apport, à un débit moyen, d'une eau pauvre en phosphore. L'eau versée peut provenir du réseau de distribution ou d'une retenue en amont qui possède une eau de bonne qualité. La chasse d'eau équivaut, quant-à-elle, à l'introduction d'eau à débit élevé (sans critère de qualité). L'eau résulte soit d'un pompage in situ soit du réseau hydrographique de surface à proximité. Le choix entre les deux pratiques va dépendre de la qualité de l'eau et des débits disponibles (Barroin, 1999).

Avantages de la réalisation d'une « dilution » ou d'une « chasse d'eau » :

- Destabilisation de la colonne d'eau – Absence de stratification ;
- Stimulation de la croissance du zooplancton dans le cas où la chasse d'eau évacue les cellules algales plus vite qu'elles ne peuvent se multiplier ;
- Dilution des produits de synthèse libérés par les cyanobactéries (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 19.

Tableau 19 : Inconvénients d'une dilution ou d'une chasse d'eau (Barroin, 1999 ; Baudot, sd et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Coût dépend de la proximité de la prise d'eau, du prix de l'eau et de l'ingénierie mise en œuvre en amont et en aval du plan d'eau Nécessité de trouver de l'eau de bonne qualité en amont particulièrement en été Soumis à un dossier d'autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 2.2.1.0. et 2.2.3.0.)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement par dilution		Légère augmentation du niveau d'eau → gêne pour la baignade
Traitement par chasse d'eau	Fort débit peut perturber le milieu aquatique lentique	Perturbation de l'approvisionnement en eau potable, de la pêche, de la baignade et des activités nautiques à cause des vitesses d'eau élevées
Effets secondaires possibles		
Important volume d'eau en aval	Perturbation du milieu en aval	Perturbation des usages de l'eau en aval

L'utilité d'une dilution est démontrée lorsque la concentration en phosphore de l'eau ajoutée est bien inférieure à celle du plan d'eau. La chasse d'eau remplit son objectif si le débit entrant est suffisant pour que le taux de renouvellement hydraulique équivaille au taux de croissance algale c'est-à-dire 10-15% par jour (Barroin, 1999). Les retours d'expérience sont décrits dans le tableau 20.

Tableau 20 : Analyse des retours d'expérience des plans d'eau traités par chasse ou par dilution.

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Lac Ribou (49)	Chasse d'eau : lâchés à fort débit réalisée à une seule reprise	Amélioration à très court terme mais rejet d'une eau de mauvaise qualité en aval avec de fort débit → fortes perturbations en aval
Retenue de Lavaud (16) (Baudot, sd)	Chasse des cyanobactéries par vidange annuelle de la quasi-totalité du plan d'eau, en période estivale (1994)	Limite le développement des cyanobactéries l'année suivante (observation visuelle, pas de suivi) et le dépôt de celles-ci au fond du plan d'eau
Base de loisirs de Mansigné (72) (Baudot, sd)	Dilution : forage dans la nappe avec un débit max de 80 m ³ /h (1998)	Engendre une baisse de température et une amélioration de la qualité physico-chimique du lac → limite les blooms de cyanobactéries
Green Lake (Washington, USA) (Barroin, 1999)	Dilution : eau injectée avec [P]=10µ/l Traitement de 1962 à 1982	Nette amélioration de la qualité de l'eau mais retour des cyanobactéries dès l'arrêt du procédé (coût important)

Les retours d'expérience montrent que les procédés de chasse et de dilution ont des effets à court terme (à l'année) sur les blooms de cyanobactéries. La chasse d'eau réduit les concentrations d'algues bleues pour l'année suivante. La dilution doit donc être continue dans le temps pour ne pas voir apparaître de nouveau des algues.

4.1.3 Mise en assec partielle ou totale

Principe :

- Minéraliser la matière organique des sédiments ;
- Exonder les zones d'incubation des cyanobactéries ;
- Diminuer le temps de séjour des eaux du lac.

Mise en œuvre :

L'assec est une méthode douce et ancienne plus beaucoup utilisée de nos jours sur les plans d'eau (Thiébaud *et al*, 2011). Il se réalise par un abaissement du niveau d'eau jusqu'à mettre une partie ou la totalité de la surface des sédiments à l'air libre. Il peut se dérouler pendant l'hiver ou durant toute une année jusqu'à la remise en eau. Théoriquement, on laisse en herbe pendant l'été et on fauche avant de remettre en eau. Il s'accompagne parfois d'une culture de céréales sur les sédiments, lorsque les assecs sont réguliers, afin d'exporter une partie des nutriments du sol (Thiébaud *et al*, 2011).

Avantages d'une mise en assec :

- Consolidation des sédiments exondés ;
- Facilitation d'autres procédés (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Inconvénients de la solution curative de mise en assec (Barroin, 1999 ; Pitois & Moreau, 2008 et Thiébaud *et al*, 2011).

Coût et difficultés associés	Coût moyen (à élevé) (traitement + maintenance) Nécessite un système d'évacuation d'eau au niveau du barrage maintien du lac sans eau (conditions météorologiques et hydrauliques) Soumis à un dossier d'autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.2.4.0)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement : abaissement du niveau d'eau	Perturbation des habitats à l'interface eau/rives Assèchement des zones humides	Gêne, durant la période d'assec, pour la pêche, les activités nautiques et éventuellement l'alimentation en eau potable (AEP) + Modification du paysage
Si vidange totale	Désempoisonnement	Absence de tout usage durant l'assec
Effets secondaires possibles		
Revégétalisation forte	Modification de la végétation (positive ou négative suivant les objectifs considérés)	Absence de tout usage sur l'espace végétalisé
Remise en suspension des sédiments si la remise en eau se fait à débit fort	Perturbations importantes des habitats d'eaux profondes	Risque de contamination des eaux + ↗ de la turbidité → gêne baignade et activités nautiques

On distinguera l'analyse d'une simple vidange avec celle d'une mise en assec prolongée. La vidange correspond à un renouvellement ponctuel de la masse d'eau alors que l'assec se définit par la mise en contact des sédiments avec l'oxygène sur une durée de quelques mois à quelques années. La partie difficile de cette méthode est le maintien du lac sans eau. En effet, l'assec doit se prolonger parfois de septembre à juin (cas du plan d'eau de Chatillon-en-Vendelais) et les conditions météorologiques et hydrauliques ne sont pas des paramètres contrôlables par l'homme. Le tableau 22 présente l'évaluation de l'efficacité du traitement par mise en assec sur cinq plans d'eau.

Tableau 22 : Analyse des retours d'expérience des plans d'eau traités par assec.

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Etang de Marcillé-Robert (35)	Mise en assec partielle (vidange en novembre 2010, maintien pendant 1 an, remise en eau hiver 2011-12)	Suivi en cours
Etang de Chatillon-en-Vendelais (35)	Mise en assec partielle (amont) (maintien de sept 2008 à juin 2009 puis remis en eau novembre 2009)	Suivi en cours mais premiers résultats encourageant avec un développement important de la végétation sur la zone exondée mais pas encore de modification des valeurs de concentrations en P et en cyanobactéries
Etang de la Roche (44)	Essai 2007-2008 mais importantes difficultés pour le maintenir à sec car étang très tributaire du BV et hiver pluvieux	Pas d'efficacité démontrée
Etang de Villeneuve (92)	Vidange en 2006	Pas d'efficacité démontrée, projet de mise en assec
Etang de Saint-Bonnet Tronçais (03)	Vidange en 2009	Diminution des concentrations en cyanobactéries à court terme (l'année suivante)

L'utilisation de l'assec est redevenue récente ; plusieurs expérimentations sont en cours. De ce fait, on recense peu de suivis post-opération. Le procédé de vidange s'avère peu efficace. Une légère diminution des concentrations en cyanobactéries s'observe alors à court terme.

4.1.4 Abaissement du niveau d'eau permanent

Principe :

L'abaissement du niveau d'eau cherche à réduire la disponibilité des stocks de nutriments dans les vases en amont du lac, limiter la surface des incubateurs et accélérer le temps de séjour de l'eau (M. Pitois, comm. pers.).

Mise en œuvre :

Cette action se réalise à l'aide d'une vidange partielle du plan d'eau. Ensuite des batardeaux sont installés afin de maintenir le niveau d'eau choisi (M. Pitois, comm. pers.).

Avantages :

- Consolidation des sédiments exondés ;
- Facilitation d'autres procédés.

L'utilisation de cette méthode suscite quelques inconvénients (cf. tableau 23).

Tableau 23 : Inconvénients de la solution curative de mise en assec (Barroin, 1999 ; Pitois & Moreau, 2008).

Coût et difficultés associés	Coût moyen (à élevé) (traitement + maintenance) Nécessite un système d'évacuation d'eau au niveau du barrage Soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.2.4.0)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Diminution du niveau d'eau	Perturbation des habitats à l'interface eau/rives Assèchement des zones humides	Gêne éventuelle pour les activités nautiques et l'alimentation en eau potable (AEP) + Modification du paysage
Effets secondaires possibles		
Revégétalisation forte si une partie du plan d'eau est exondée	Modification de la végétation (positive ou négative suivant les objectifs considérés)	Absence de tout usage sur l'espace végétalisé

Sur l'étang du Dordu, à Langoëlan, dans le Morbihan, un abaissement du niveau du plan d'eau de 60 cm a été réalisé, permettant ainsi d'exonder 3 ha en amont qui étaient supposés propices aux proliférations de cyanobactéries (cf. annexe 18). Aujourd'hui, la surface exondée est une zone humide qui fait l'objet d'une valorisation. L'action a été menée en 2008. Les suivis de cyanobactéries réalisés semblent indiquer depuis des niveaux de bloom algal moins importants (<100 000 cellules/ml en général). Cependant, les gestionnaires préfèrent se laisser 5 ans pour estimer une réelle efficacité du traitement (2008-2013) (cf. annexe 18).

4.1.5 Pré-barrage

Principe :

- Limiter la vitesse d'envasement de la retenue ;
- Favoriser la sédimentation dans une zone donnée (notamment du phosphore particulaire fixé aux matières en suspension) (Baudot, sd et Briand, 2008).

Mise en œuvre :

L'installation d'un pré-barrage peut s'effectuer au niveau des queues de retenues des plans d'eau afin de retenir une partie des matières en suspension chargées en phosphore en provenance du bassin versant. Pour cela, il est possible d'implanter une digue ou un barrage souple (Baudot, sd).

Avantage de la mise en place d'un pré-barrage :

- Efficace pour retenir les matières en suspension et les faire décanter avant l'entrée dans le plan d'eau (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 24.

Tableau 24 : Inconvénients de l'installation d'un pré-barrage sur l'environnement et les usages (Baudot, sd et Briand, 2008).

Coût et difficultés associés	Coût de mise en œuvre Rigueur nécessaire dans la gestion des ouvrages et des sédiments à long terme Soumis à autorisation ou déclaration au titre de la loi sur l'eau selon la taille (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.2.0.)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Effets secondaires possibles		
Peut bloquer les remontées piscicoles	Absence de continuité écologique Gêne les migrations piscicoles	Gêne pour la pêche ?
En l'absence de curage des sédiments	A terme, réapprovisionne le plan d'eau en sédiments et en phosphore → Retour à la situation initiale	

L'efficacité de cette méthode dépend principalement de la valeur du débit entrant. Lorsque ce dernier est élevé, l'eau transporte les sédiments qui étaient stockés en amont du pré-barrage vers le plan d'eau (Baudot, sd). Le tableau 25 présente les retours d'expérience recensés durant le stage pour des plans d'eau qui ont installé un pré-barrage en amont de la retenue. L'efficacité, quant à la réduction des concentrations en cyanobactéries, est décrite pour chaque cas.

Tableau 25 : analyse des retours d'expériences de plans d'eau ayant installé un pré-barrage

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Retenue de la Bultière (85)	Un pré-barrage en amont de la retenue qui n'a jamais été curé + quelques pré-barrages sur les affluents	Pas de suivi
Retenue de la Sorme (71)	4 pré-barrages au niveau des 4 queues de retenues (1995)	Efficacité perçue au début
Etang de la Roche (44)	Bac de décantation curé chaque année (depuis 1986)	Enlève près de un tiers des sédiments en provenance du bassin versant mais pas de suivi cyano pré et post installation

La réussite d'une telle installation est difficile à démontrer car la plupart des expériences recensées sont anciennes et il est rare que des suivis aient été réalisés post-opération. Par ailleurs, elle dépend de la mise en place de mesures préventives au préalable ou en parallèle à l'aménagement du pré-barrage. Les premières années, le pré-barrage retient considérablement les sédiments en provenance du bassin versant. L'efficacité peut se prolonger sur le long terme à condition de l'entretenir par des curages réguliers. C'est un système souvent efficace pour la décantation des matières en suspension mais sa réussite est variable lorsqu'on considère la réduction des apports de phosphore (Briand, 2008). Dans les cas où une pépinière de cyanobactéries se trouverait en amont de la retenue, le pré-barrage pourrait également constituer un milieu propice aux développements de ces algues bleues.

4.2 Actions mécaniques

Les traitements mécaniques curatifs demandent des engins lourds et rassemblent leurs efforts sur la réduction du stock interne de phosphore et de l'envasement du plan d'eau.

4.2.1 Dragage/curage

Principe :

- Curage : extraction des sédiments (partielle ou totale) de manière à augmenter l'épaisseur d'eau ;
- Dragage : extraction de la fraction de sédiments responsable de la charge interne en phosphore et augmentation du volume en eau.

Mise en œuvre :

Le curage se réalise au moyen d'une pelle mécanique, préférentiellement après l'assèchement partiel ou total du plan d'eau (cf. paragraphe 4.1.3) (Baudot, sd). Le dragage, quant à lui, est une technique qui peut se pratiquer en eau ou à sec. On utilise une drague mécanique, hydraulique ou pneumatique (aspirodragage). Avant de pratiquer un curage ou un dragage, les modalités de stockage/séchage et le devenir des boues doivent être prévus au préalable en fonction de leur qualité (épandage sur des terres agricoles, comblement, matériaux de construction...). Par ailleurs, dans le cas d'un dragage, il est important de connaître le volume à extraire c'est-à-dire l'épaisseur des sédiments contenant le phosphore échangeable à enlever sur une surface donnée (Barroin, 1999).

Avantages du curage :

- Réduction de la quantité de nutriments contenus dans les sédiments ;
- Technique pouvant concerner de grandes superficies (Baudot, sd) ;
- Augmentation du volume du lac ;
- L'aspirodragage permet de trier et de revaloriser les sédiments extraits (Devidal, 2007).

Les inconvénients de la méthode de curage/dragage sont présentés dans le tableau 26.

Tableau 26 : Inconvénients de la pratique du curage sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Pitois & Moreau, 2008).

Coût et difficultés associés	Coût de mise en œuvre important et matériels lourds Détermination du devenir des sédiments Soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.2.1.0 et 3.2.4.0.)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Vidange préalable	Perturbation des habitats à l'interface eau/rives Assèchement des zones humides	Gêne éventuelle pour les activités nautiques et AEP + Modification du paysage
Traitement par dragage	Perturbation de la faune benthique	Fermeture de l'accès d'une partie du plan d'eau à tous les usages
Effets secondaires possibles		
Remise en suspension des sédiments – Perturbation des fonds	Perturbations importantes des habitats d'eaux profondes Peut contribuer à stimuler la croissance du phytoplancton	Risque de contamination des eaux – diminution de la qualité de l'eau → gêne pour AEP et baignade
Augmentation de la turbidité de l'eau	Gêne pour le développement de certains poissons sensibles à la turbidité + Asphyxie du milieu	Diminution de la qualité de l'eau → Gêne pour baignade et activités nautiques

Le curage est un procédé efficace sur le moyen - long terme à condition que la charge externe soit faible. Il est dépendant des conditions naturelles d'envasement (hydrodynamique, conformation et taille de la retenue, occupation du bassin versant,...) (Baudot, sd).

Le dragage est aussi une action curative pouvant être efficace à court et long terme si :

- La charge externe a été au préalable éliminée (Barroin, 1999) ;
- La charge interne en P est la principale source en P du lac ;
- Le lac est peu profond et envasé (Baudot, sd) ;
- Les techniques et le matériels sont adaptés (Barroin, 1999) ;
- Une évaluation des sédiments à extraire (qualité, surface, épaisseur) pour couvrir la totalité des sédiments « pollués » a été réalisée (Baudot, sd) ;
- Les sites de dépôt ont été prévus et bien dimensionnés ;
- Les eaux de ressuyage sont déphosphatées avant son retour dans le lac (Barroin, 1999).

Les retours d'expérience des plans d'eau dragués ou curés sont analysés dans le tableau 27.

Tableau 27 : Analyse de retours d'expérience de plans d'eau dragués ou curés

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Etang de Jugon-les-Lacs (22)	Aspirodragage de 450 000 m ³ (2006-2008) - Vases utilisées en amendement sur près de 10 000 ha.	Juillet 2010 : retour des cyanobactéries à de fortes concentrations
Etang du Pont-Rouge (59)	Dragage de 10 cm de sédiments sur toute la surface en 2000	Retour des blooms algaux 2002-2003
Retenue de la Visance (61) (Baudot, sd)	Aspirodragage de 20 000 m ³ (1996-1997)	Retour des blooms algaux quelques années après (3- 4 ans)
Lac Trummen (Suède) (Barroin, 1999)	Dragage : volume enlevé = 600 000 m ³ de vase (1970-1971) + vases destinées ensuite à amender les parcs, les bords de routes, les exploitations horticoles	Disparition quasi-totale des cyanobactéries, [P] ^o /10 + élimination des gardons et des brèmes (76-78). Mais pêche non maintenue, réaugmentation légère des concentrations en P.
Retenue de Tréauray (56)	Curage en 1997 de la quasi-totalité du volume de sédiments (98%)	2012 : présence de cyanobactéries jusqu'à 44 000 cell./ml (absence de valeur de concentration avant le curage)
Retenue d'Antoureau (56)	Vidange et curage partielle en 2009 + vidange en 2011	Pas de chronique pluriannuelle de données de suivi Indication de niveaux de proliférations de cyanobactéries assez modestes Pic de cyanobactéries en 2012 ≈ 11 600 cell./ml
Retenue de Bordilla (56)	Vidange et curage total en 2011	Pas de chronique pluriannuelle de données de suivi Indication de niveaux de proliférations de cyanobactéries assez modestes Pic de cyanobactéries en 2012 ≈ 31 880 cell./ml

Dans ce cas, l'ensemble des retours d'expérience démontre bien l'inefficacité de la méthode à moyen et long terme si le flux de phosphore en provenance du bassin versant n'est pas maîtrisé. Cette solution de dragage ou du curage demande un investissement important pour une réussite relative qui s'estime à trois voire quatre années sans observation de pics de cyanobactéries.

4.2.2 Destratification

Principe : Détruire ou empêcher la stratification thermique pour réduire la prolifération des cyanobactéries et améliorer la composition spécifique du phytoplancton.

La circulation artificielle impacte les concentrations en phytoplancton en entraînant les algues en profondeur. La lumière y est réduite ce qui diminue l'activité photosynthétique. Cette méthode perturbe la stabilité de la masse d'eau qui favorisait le développement des cyanobactéries. Le zooplancton est aussi redistribué et peut alors accroître son activité de broutage. Par ailleurs, le brassage des eaux de surface vers les eaux de fond apporte de l'oxygène dans l'hypolimnion et limite ainsi le relargage de phosphore (Barroin, 1999).

Mise en œuvre :

Le système de destratification permet d'empêcher ou de détruire une stratification thermique par brassage de la masse d'eau. Pour cela, on peut utiliser un système à injection d'air ou un système à mélange mécanique (hélices, jets d'eau...). Dans les deux cas, ce procédé nécessite un apport d'énergie et le nombre d'appareils dépend de la surface de traitement. La période d'utilisation de cette technique va dépendre des conditions météorologiques, hydromorphologiques et des espèces algales présentes (Barroin, 1999).

Avantages de la destratification :

- Contrôle des algues nuisantes ;
- Amélioration de la qualité de l'eau (taux d'oxygène dissous, transparence, réduction des concentrations en fer et manganèse...) et de la faune piscicole ;
- Pas de pollution visuelle (Barroin, 1999 et AELB, 2010).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 28.

Tableau 28 : Inconvénients du traitement par destratification sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Coût de fonctionnement parfois élevé Source d'énergie nécessaire + entretien des installations Mélange qu'au-dessus du point d'injection (si méthode à injection d'air)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Mise en place de la destratification	?	?
Effets secondaires possibles		
Réduction possible de la diversité piscicole	Réduction possible de la diversité piscicole	Gêne pour la pêche
Remise en suspension des sédiments	Peu d'impacts sur la flore Perturbation de la faune et des habitats benthiques	Baisse de la qualité de l'eau (∇transparence) → gêne pour baignade et l'alimentation en eau potable
Introduction de P dans les couches sous-jacentes	Effets opposés possibles : augmentation de la biomasse algale	

Cette action curative ne cible pas la réoxygénation de la surface des sédiments mais l'oxygénation des eaux de fonds afin d'homogénéiser la qualité de l'eau pour une meilleure valorisation de celle-ci notamment pour l'eau potable et la pêche (amélioration de l'habitat piscicole) (Barroin, 1999). L'efficacité de la méthode de déstratification dépend principalement du type de lac et du type de circulation (Barroin, 1999). Les meilleurs résultats sont observés sur des plans d'eau profonds où la lumière limite le développement algal. Mais les coûts d'installation étant importants, ce traitement s'applique plus généralement sur des lacs entre 5 et 15 m de profondeur. Son action est plutôt positive vis-à-vis des algues si le temps de séjour est inférieur à 15 jours en été mais elle n'a pas d'impact réel sur la charge interne en phosphore (Baudot, sd).

Ce type de dispositif est fréquemment destiné aux retenues affectées à l'eau potable à titre préventif (AELB, 2010). Le tableau 29 représente l'analyse des retours d'expérience de cette solution.

Tableau 29 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau possédant un système de déstratification

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Retenue de Villerest (42)	Turbines de surface et oloïdes	Coût élevé et difficulté de mise en place → échec
Retenue de Pierre-Brune (85)	Système de bullage 4-6 mois/an mis en place en 1999	Pas de différence observée (témoignage) mais l'étude de Barroin (1999) souligne une amélioration de la qualité de l'eau à court terme.
Douarnenez (29)	Agitateur sur radeau fonctionnant avec panneaux solaires puis installation d'un agitateur permanent (70 tour/min)	Efficace perçue : pH stable et absence de pic algal
Etang du Pont-Rouge (59)	Hydroliennes en 2004 + suivi pendant 1 an à compter de l'installation	Bloom de cyanobactéries en 2004
Retenue de Mas-Chaban (16)	Installation d'un système de déstratification à injection d'air	à titre préventif – jamais de cyanobactéries d'après témoignage

Les plans d'eau recensés durant le stage montrent une efficacité très variable. D'après l'étude de Barroin (1999), 52% des retours d'expérience de plans d'eau ayant été traités par déstratification ont recensé un effet plutôt négatif de cette méthode. Ce traitement curatif a eu un effet positif sur seulement 20% des lacs catalogués (cf. tableau 30).

Tableau 30 : Réponses de lacs traités par déstratification (injection d'air) selon divers paramètres (+) = effet positif, (-) = effet négatif, (o) = sans effet, (?) = effet indéterminé (Barroin, 1999)

Paramètres	Nombre total de lacs étudiés	Nombre (N) et pourcentage (%) de lacs ayant donné une réponse				
		+	-	o	?	
Température	45	N	15	30		
		%	33	67		
Densité algale	33	N	4	14	8	5
		%	18	42	24	15
Chlorophylle	23	N	5	6	6	6
		%	22	26	26	26
Chlorophycées	18	N	7	4	7	
		%	39	22	39	
Cyanobactéries	25	N	5	13	5	2
		%	20	52	20	8
Rapport chlorophycées/cyanobactéries	21	N	11	3	6	1
		%	52	14	29	5

4.2.3 Recouvrement des sédiments

Principe : Limiter les échanges entre la charge interne et la colonne d'eau.

Mise en œuvre :

Cette pratique consiste à recouvrir la surface des sédiments par une bâche ou un couvert de matériaux minéraux (graviers, sables, argiles, cendres) afin de limiter les échanges entre la charge interne et la colonne d'eau. Cette méthode est inutile si les matières en suspension provenant du bassin versant viennent se redéposer sur la bâche par la suite (Barroin, 1999 et Devidal, 2007).

Avantages de la méthode de recouvrement des sédiments :

- Limitation des échanges entre les sédiments et l'eau du lac ;
- Stabilisation des sédiments (évite la mise en suspension) ;
- Pas de pollution visuelle ;
- Facilité de mise en œuvre pour de petites surfaces (Devidal, 2007).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 31.

Tableau 31 : Inconvénients du traitement par recouvrement des sédiments sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007).

Coût et difficultés associés	Coût de fonctionnement parfois élevé Difficulté de mise en œuvre sur de grandes surfaces Soumis à déclaration ou autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.5.0.)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Installation des bâches	Perturbation de l'ensemble de l'écosystème : cycles géochimiques, flore, faune aquatique (reproduction, alimentation...)	Gêne pour la baignade, la pêche et l'utilisation de bateaux
Effets secondaires possibles		
Décollement des bâches	Perte de lumière → perturbation des organismes photosynthétiques	Pas de pratique des usages

Aucun retour d'expérience de l'utilisation de cette mesure curative n'a été recensé pendant l'étude.

4.2.4 Contournement du plan d'eau

Principe : Déconnecter l'étang du cours d'eau en moyennes et basses eaux en rétablissant la circulation par le cours d'eau principal.

Mise en œuvre :

Pour cela, il faut mettre à sec une partie de l'étang et installer un système de vannage pour évacuer l'eau de l'étang vers le cours d'eau. Cette méthode aboutit à la création d'un plan d'eau fermé permanent (Pitois & Moreau, 2008).

Avantages de la méthode de contournement du plan d'eau :

- Confinement des blooms dans l'étang ;
- Limiter l'envasement du plan d'eau ;
- Rétablissement de la continuité écologique piscicole.

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 32.

Tableau 32 : Inconvénients du contournement de l'étang sur l'environnement et les usages (Pitois & Moreau, 2008).

Coût et difficultés associés	Lourds travaux – coût moyen Soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.2.0)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Mise en assec	Cf. paragraphe 4.1.3.	Cf. paragraphe 4.1.3.
Effets secondaires possibles		
Confinement de la masse d'eau – stagnation de l'eau	Croissance facilitée des cyanobactéries, anoxie	Gêne des activités nautiques, AEP

Le contournement du plan d'eau s'est effectué en 1998 sur le plan d'eau de loisirs de la commune de Ville-aux-Clercs²⁰ (Loir-et-Cher, 41). Il avait pour but d'enrayer l'envasement et d'améliorer la continuité piscicole. Il n'y avait pas d'enjeux sur les cyanobactéries. Aujourd'hui, de nombreux herbiers s'y sont développés et plus aucune vidange n'a du être effectuée. La réussite de cette action sur cet étang est souvent prise en exemple. Cependant, cette opération est principalement utilisée sur des petits plans d'eau pour des problèmes d'envasement.

4.2.5 Effacement du plan d'eau

Principe : Supprimer l'étang pour supprimer les blooms de cyanobactéries.

Mise en œuvre :

La suppression du plan d'eau se traduit par une reconstruction d'un chenal et des berges associées. C'est l'ensemble du paysage qui en devient modifié (Pitois et Moreau, 2008).

Avantages de la méthode d'effacement du plan d'eau :

- Suppression des coûts d'entretien ;
- Suppression des problèmes de sécurité ;
- Assistance technique et financière de la part de nombreux organismes ;
- Intérêt paysager et écologique : rétablissement de la continuité écologique, limitation de la dégradation de la qualité de l'eau et retour à un lit naturel à l'état de rivière.

L'effacement du plan d'eau apparaît comme une solution pour éviter les difficultés d'entretien et les contraintes de sécurité ainsi que pour rétablir la continuité écologique et le bon état écologique des cours d'eau (Etablissement Public du Bassin de la Vienne, 2010).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 33.

²⁰ http://www.onema.fr/IMG/Hydromorphologie/22_3_rex_r2_gratteloup_vbat.pdf

Tableau 33 : Inconvénients de la suppression de l'étang sur l'environnement et les usages (Pitois & Moreau, 2008).

Coût et difficultés associés	Etude préalable avec gestion des sédiments Soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.2.0 et 3.2.4.0) Travaux lourds et longs	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Vidange	Cf. paragraphe 4.1.3.	Cf. paragraphe 4.1.3.
Effets secondaires possibles		
Absence de retenue d'eau	Perturbation des espèces vivants dans un milieu lentique et/ou avec une grande hauteur d'eau	Incompatibilité avec l'ensemble des usages

L'exemple de l'étang de Pont-Calleck illustre le choix de cette solution radicale pour éradiquer les cyanobactéries et limiter fortement les risques sanitaires. En effet, ce plan d'eau a été classé en 2010 « ouvrage Grenelle » avec obligation de permettre une circulation libre des poissons et des sédiments d'ici 2012. Depuis la vidange accidentelle en 2011 et l'effacement du plan d'eau en 2012, des suivis réguliers sont réalisés sur l'hydromorphologie du cours d'eau actuel, de la qualité de l'eau et des sédiments ainsi que sur la recolonisation des poissons migrateurs (cf. annexe 18).

4.3 Actions physico-chimiques

Les traitements physico-chimiques ont pour but d'agir suivant les réactions d'oxydoréduction. Elles visent la réoxygénation du milieu, le maintien des concentrations en phosphore dans l'eau et dans les sédiments à l'aide de réactifs ou parfois l'emploi d'algicides.

4.3.1 Aération hypolimnique

Principe : Augmenter les teneurs en oxygène dissous sans perturber la stratification pour

- limiter le relargage de P des sédiments,
- oxyder les composés réduits,
- maintenir la population piscicole des eaux de fond.

Mise en œuvre :

Cette action curative est préconisée lorsqu'il existe une stratification des eaux marquée. Son objectif n'est pas de perturber la thermocline mais d'éviter les situations d'anoxie dans l'hypolimnion est notamment à la surface des sédiments (Devidal, 2007). Avant d'appliquer ce traitement, il est important de calculer la capacité d'oxygénation du milieu et d'estimer le meilleur emplacement. L'aération hypolimnique utilise ensuite un pompage mécanique ou un « effet d'air lift » (Barroin, 1999).

Avantages de l'aération hypolimnique :

- Oxygénation de l'eau de fond si le dimensionnement est correct ;
- Laisse place à un habitat adapté pour les poissons de fond ;
- Evite le relargage de phosphore par les sédiments (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 34.

Tableau 34 : Inconvénients du traitement par aération hypolimnique sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Coût relativement faible par rapport à d'autres méthodes Coût dépendra du matériel choisi	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Effets secondaires possibles		
Risque de persistance de la désoxygénation	Perturbation de la faune et des habitats benthiques	Baisse de la qualité de l'eau → gêne pour baignade et AEP

L'efficacité du traitement par aération hypolimnique dépend de :

- La charge interne comme principale source de phosphore ;
- Un calcul correct de la capacité d'oxygénation du système ;
- Du site : hypolimnion stable, volumineux, épais (Barroin, 1999) ;
- Un dimensionnement correct (Aquascop, 2010) ;
- Une mise en service planifiée en fonction de l'objectif à atteindre (Baudot, sd).

Le tableau 35 récapitule l'efficacité d'un tel traitement pour l'ensemble des plans d'eau recensés pendant l'étude. Il témoigne de l'absence de modification dans la qualité de l'eau des lacs possédant un système d'aération.

Tableau 35 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau qui possèdent une aération hypolimnique

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Retenue de Jaunay (85)	Activités des aérateurs pendant 1-2 ans	Pas d'observation de changement sur les concentrations en cyanobactéries
Etang de la Visance (61)	Système d'aération	Pas de différence observée
Retenue de Moulin Neuf (29)	Système d'aération	Pas de différence observée
Lac Ribou (49)	Aérateurs	Pas d'efficacité pour diminuer les concentrations en cyanobactéries mais utile pour l'AEP
Retenue du Gouët (Barroin, 1999)	Oxygénation hypolimnique (depuis 1984)	Amélioration de la qualité de l'eau mais pas d'effet sur les blooms de cyanobactéries, toujours traités au sulfate de cuivre.
Réservoir du Wahnbach (Allemagne) (Barroin, 1999)	Aérateur de type « air lift total » capable d'injecter de l'air à 9 m ³ /min	Maintien des concentrations en O ₂ > 4 mg/l, pas de relargage de fer et manganèse, température de l'hypolimnion < 10°C en période de stratification

Cette action curative reste relativement efficace pour réduire les proliférations algales (Barroin, 1999). Si la source de phosphore est principalement externe, ce procédé n'a pas d'impact sur les populations de cyanobactéries ; par contre, si la plupart du phosphore provient de la charge interne des sédiments, la réussite de l'action dépendra du taux de saturation du pouvoir fixateur des sédiments. Elle a davantage de réussite pour l'amélioration de la qualité chimique de l'eau et du cheptel piscicole (Baudot, sd). Elle permet secondairement d'augmenter la zone de vie du phytoplancton dans l'obscurité, les avantageant ainsi face aux prédateurs (Barroin, 1999).

4.3.2 Précipitation /inactivation du P dans la colonne d'eau et les sédiments

Principe :

- Précipitation : réduction de la concentration de P dans la colonne d'eau en formant un complexe avec le P_{dissous} et un support minéral qui précipite.
- Inactivation : couverture des sédiments par une barrière physico-chimique qui limite le relargage de phosphore ou immobilisation de la charge interne en phosphore en injectant des réactifs dans les premiers centimètres des sédiments.

Mise en œuvre :

Ces actions utilisent des coagulants tels que des sels de calcium (craie (CaCO₃) ou chaux (Ca(OH)₂)), des sels de fer (chlorure ferrique), des sels de zirconium, des sels de lanthane (Phoslock²¹) et des sels d'aluminium qui fixent le phosphore de la colonne d'eau ou des sédiments (Barroin, 1999). Ainsi le phosphore n'est plus biodisponible pour les cyanobactéries. Ces réactifs peuvent aussi se lier aux particules en suspension y compris les algues et ainsi les déposer sur le fond du lac (Devidal, 2007). Il est nécessaire de réaliser un bon dosage des réactifs et de bien définir la période et zone d'épandage ainsi que le système d'épandage/d'injection adapté (Barroin, 1999).

Avantages de la solution par précipitation et/ou inactivation du phosphore :

- Cette méthode va permettre d'augmenter la transparence de l'eau temporairement (Aquascop, 2010) et donc permettre le développement d'autres espèces du phytoplancton (Baudot, sd) ;
- Meilleure oxygénation de l'eau (Aquascop, 2010) ;
- Diminution des concentrations en P ;
- Technique facile à mettre en œuvre ;
- Rapport coût/efficacité pour le traitement par inactivation du P intéressant (Baudot, sd).

²¹ <http://www.phoslock.com.au/IRM/content/default.aspx>

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 36.

Tableau 36 : Inconvénients du traitement par précipitation/inactivation du phosphore sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Coût relativement faible par rapport à d'autres méthodes Coût va dépendre de l'effet recherché, du réactif, du matériel, de la main d'œuvre et de la surface traitée. Nécessité de faire une vidange pour les épandages à sec	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement par précipitation du P	Peut faire précipiter le phytoplancton	Navigation interdite pendant les travaux
Traitement par injection de réactifs dans sédiments		Navigation interdite pendant les travaux
Effets secondaires possibles		
Risque de relargage du phosphore précipité en milieu anoxique	Retour des blooms phytoplanctoniques	Turbidité de l'eau → gêne pour la baignade, les activités nautiques
Toxicité de l'ion Al ³⁺	Bioaccumulation	Gêne pour l'AEP
Gêne physique due aux floccs		Gêne pour la baignade
Augmentation de la transparence	Apparition de nouvelles espèces (phytoplancton et macrophytes)	

L'action curative de précipitation du phosphore a une efficacité variable selon le réactif utilisé et l'objectif visé. Par exemple, l'efficacité d'un épandage à la craie ou à la chaux est peu significatif au regard de la réduction de l'épaisseur de vase, absente par rapport à l'eutrophisation de la retenue et réelle mais à court terme vis-à-vis de l'éclaircissement des eaux (Baudot, sd). Les résultats sont meilleurs lorsque le sulfate de fer est utilisé. Cependant, cette action n'a qu'une portée à courte de durée (Baudot, sd). Par ailleurs, elle piège le phosphore mais n'élimine pas (Devidal, 2007). L'inactivation du phosphore a un effet à plus long terme, à l'échelle de quelques années (Baudot, sd). Ces traitements nécessitent donc d'être répétés (Barroin, 1999). Ils doivent s'accompagner d'une surveillance du pH (Briand, 2008). Les deux procédés restent inutiles si les apports de phosphore en provenance du bassin versant sont continus (Barroin, 1999 et Devidal, 2007). Les lacs creux et profonds sont prédisposés à ce type de traitement pour ainsi éviter les remises en suspension des sédiments et des floccs (Barroin, 1999).

Plusieurs mairies et communautés de communes ont été contactées pour connaître l'efficacité des actions curatives de précipitation/inactivation du phosphore qu'elles avaient mises en place sur leur plan d'eau (cf. tableau 37).

Tableau 37 : Analyse des retours d'expérience sur des essais de traitement par précipitation et/ou inactivation du phosphore de la colonne d'eau et des sédiments

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Lac des Sapins	Traitement au carbonate de calcium Système Plocher (Silice-Quartz) durant 5 ans (2006-2011)	Pas de changement de la qualité de l'eau mais résultats de plusieurs actions simultanées
Lac du Maine (49)	Traitement de la zone de baignade (1.7 ha) au carbonate de calcium	Diminution de la turbidité de l'eau pendant la saison estivale (à court terme)
Etang de la boucherie (85) (Baudot, sd)	Epannage de Nautex (chaulage) pour réduire la quantité de vase et l'eutrophisation du plan d'eau	Variation très peu significative de la minéralisation des boues – Augmentation temporaire de la transparence → Echec
Plan d'eau de Revestidou (84)	Chlorure ferrique (eau) + nitrate de calcium liquide et FeCl ₃ (dans les 15 premiers centimètres des sédiments)	Amélioration de la qualité de l'eau les deux premières années après le traitement (oxygène, [P] ^o , [Chla] ^o) mais relargage de P important la 3 ^{ème} année. Pas de suivi des concentrations de cyanobactéries.
Etang du Moulin Neuf (56)	Epannage sur la zone de baignade en 2011 et 2012 (de mi-juillet à mi-septembre)	Fort pic observé en août 2011 et en juillet 2012 (4 millions de cellules/ml)
Etang du Moulin-Neuf (29) (Baudot, sd)	Epannage de sels d'aluminium	Diminution des concentrations en phosphore à court terme – action répétée chaque année + suivi montre une accumulation d'Al dans les sédiments
Lac du Morillon (74) (Barroin, 1999)	Dégazage des sédiments puis sulfate d'aluminium dans les 10-20 premiers centimètres des sédiments puis injection à la surface de sulfate d'aluminium pour éclaircir l'eau	Amélioration de la qualité de l'eau pendant 3 ans – Réaugmentation des concentrations la 4 ^{ème} année après traitement
Loch Flemington (Ecosse)	Phoslock (2010) : complexe bentonite-lanthane fixant le phosphore de la colonne d'eau pour sédimenter et créer un film limitant le relargage de P des sédiments	Efficacité démontrée à court terme mais plan d'eau fermé sans charge externe en P. Efficacité à long terme non connue

La réussite des traitements par précipitation et/ou inactivation du phosphore est variable. Mais l'efficacité à court terme est effective pour la plupart des plans d'eau recensés. Ces actions doivent parfois être répétées ce qui amplifie les coûts associés. Par exemple, le traitement aux sels d'aluminium s'est réalisé cinq années de suite (1984-1989) sur l'étang du Moulin Neuf afin de maintenir des faibles concentrations en phosphore (cf. tableau 37). On observe parfois une diminution de la concentration en chlorophylle A car certains réactifs peuvent provoquer la sédimentation de cellules phytoplanctoniques (Briand, 2008).

4.3.3 Diminution de la lumière incidente

Principe : Limiter le développement d'algues en les privant de lumière. L'objectif est de diminuer leur activité photosynthétique et donc leur métabolisme de croissance et de multiplication.

Mise en œuvre :

Ce traitement nécessite de placer une couverture opaque à la surface de l'eau ou d'injecter une encre spéciale. Les effets secondaires ne sont pas connus (Devidal, 2007).

Avantages apportés par la diminution de l'intensité des rayons lumineux :

- Facilité de mise en place ;
- Aucune toxicité n'est associée à ce mode de traitement (Devidal, 2007).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 38.

Tableau 38 : Inconvénients liés à la diminution de l'incidence des rayons lumineux sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007).

Coût et difficultés associés	Durée de vie limitée des couvertures Coût des travaux et maintenance variable selon superficie Soumis à déclaration ou autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.3.0.)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Pose des couvertures opaques à la surface de l'eau	Privation de lumière pour l'ensemble de la faune et de la flore → perturbation supposée (pas de documentation)	Gênes pour la baignade, les activités nautiques et la pêche dues au recouvrement de l'eau
Utilisation d'encres		Problèmes esthétiques + incompatibilité avec l'usage AEP
Effets secondaires possibles		
?		

Cette méthode est profitable du point de vue des proliférations de cyanobactéries jusqu'à ce que le matériel devienne défectueux. La durée de vie moyenne d'une couverture est de 5 ans et le temps de présence de l'encre correspond au temps de séjour de l'eau soit de quelques jours à quelques mois en période d'été. Le système d'injection d'encre est préférentiellement utilisé dans les plans d'eau de profondeur moyenne supérieure à 1 m (Devidal, 2007).

Aucun retour d'expérience n'a été identifié.

4.3.4 Ultra-sons

Principe :

- A l'origine : détruire les cellules de cyanobactéries ;
- Aujourd'hui : perturber leur métabolisme, leur croissance.

Mise en œuvre :

L'utilisation des ultra-sons permet un contrôle rapide des fleurs d'eau. Ils agissent sur le métabolisme des cyanobactéries : leur photosynthèse et leur croissance (Zhang *et al*, 2006). Ils doivent alors être employés avant l'apparition d'un bloom phytoplanctonique c'est-à-dire avant leur multiplication pour une efficacité maximale. Le choix de la fréquence détermine le type d'actions appliquées aux algues bleues : lyse cellulaire ou perturbation de la croissance. Aujourd'hui, connaissant la capacité des cyanobactéries à synthétiser des cyanotoxines intracellulaires, il n'est pas conseillé de provoquer l'éclatement des cellules (Brient, comm. pers.).

Avantages des ultra-sons :

- Facilité à mettre en œuvre ;
- A priori, pas de nuisance sur les êtres humains ;
- Actions rapides sur les cyanobactéries (Devidal, 2007).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 39.

Tableau 39 : Inconvénients liés à l'application d'ultra-sons sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Champ d'action : 25m ² à 2.5 ha Bonne gestion de la fréquence des ultra-sons Coût du traitement moyen à élevé (matériel spécifique) Nécessite une source d'alimentation	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement par ultra-sons	Actions sur tout le phytoplancton Effets sur la faune ?	Arrêt des activités (baignade, activités nautiques, pêche) momentanément
Effets secondaires possibles		
Dégradation partielle de la matière organique (MO)	Perturbation de l'ichtyofaune	Perturbation de la baignade car augmentation de la turbidité
Risque de libération de toxines	Bioaccumulation des toxines dans la chair des animaux aquatiques	Cyanotoxines dans l'eau : restriction/fermeture baignade et/ou activité nautique + Surveillance accrue de l'eau potable

Le traitement par ultra-sons a une efficacité relative car la maîtrise du procédé reste compliquée. L'évaluation de la fréquence et de la puissance des ultra-sons détermine le succès de l'action (Devidal, 2007). Les conditions météorologiques et la composition de l'eau traitée (conductivité, turbidité...) peuvent également perturber le traitement. Cette solution est plutôt employée sur les petits lacs (de 25 à 25 000 m²). La durée de vie de l'appareil serait évaluée à 10 ans (AELB, 2010). Les contraintes de planning ne sont pas négligeable notamment la difficulté de détecter de la bonne période d'utilisation. L'exemple de Douarnenez (cf. tableau 40) démontre d'une efficacité peu significative.

Tableau 40 : Analyse de retours d'expérience sur l'utilisation d'ultra-sons pour lutter contre les proliférations de cyanobactéries

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Douarnenez (29)	Sonde ultrasonique pendant 4 ans pour déstabiliser le phytoplancton	Encore sous tension aujourd'hui mais pas de changement observé sur les blooms phytoplanctoniques

Un projet de recherche sera soumis prochainement à l'Agence Nationale de la Recherche sur les développements potentiels de cette technique (M. Brient, comm. pers.). Elle a fait l'objet de démonstrations en 2012 sur les étangs d'Apigné (35) et du Moulin Neuf (56), qui pourraient, le cas échéant, constituer des sites expérimentaux dans le cadre du programme de recherche.

4.3.5 Algicides

Principe : Réduire la biomasse algale au moyen d'un agent chimique (Sulfate de cuivre, ...)

Mise en œuvre :

On peut employer des algicides minéraux (sulfate de cuivre, permanganate de potassium) ou organiques (diquat, endothall, ...). Le cuivre Cu^{2+} inhibe la photosynthèse, la division cellulaire et la fixation de l'azote. Les cyanobactéries y sont très sensibles. Le dosage dépend de l'alcalinité de l'eau. L'algicide doit être appliqué dès les premiers signes de prolifération algale lorsque les conditions météorologiques sont calmes et la température supérieure à 15°C. L'épandage peut s'effectuer à la main, en bateau ou à l'aide d'un pulvérisateur (Barroin, 1999 et Baudot, sd). Pour ne pas intoxiquer les poissons, il est recommandé de ne pas épandre sur plus d'un dixième de la surface totale du plan d'eau (Barroin, 1999). L'étude de Brient *et al* (2001) préconise une utilisation précoce du sulfate de cuivre à des doses de 50 à 80 mg/m³ pour ne pas perturber l'alimentation en eau potable (Brient *et al*, 2001a).

La paille d'orge est parfois considérée comme un algicide mais les mécanismes associés sont peu connus. On suppose l'implication d'un effet inhibiteur de la croissance ou d'une production d'antibiotiques ou encore d'un relargage de composés phytotoxiques par des micro-organismes qui décomposent la paille (Briand, 2008).

Avantages des algicides :

- Méthode radicale à pratiquer avant le bloom phytoplanctonique ;
- Facilité à mettre en œuvre (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 41.

Tableau 41 : Inconvénients liés à l'application d'algicides sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Coût dépend de la surface à traiter, de la fréquence d'application, du dosage Répétabilité du traitement Dérogation (arrêt é préfectoral) et suivi dossier par le Conseil général Résistance de certaines cyanobactéries	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement par algicides	Vise l'ensemble du phytoplancton et pas uniquement les cyanobactéries	Fermeture de la baignade et des activités nautiques le temps de la dilution du produit
Effets secondaires		
Réactifs toxiques	Toxicité pour les poissons et les invertébrés + Accumulation de cuivre dans les sédiments	Toxicité de l'eau pendant quelques jours → fermeture de la baignade pendant cette durée
Sédimentation massive algale	Zone d'anoxie Perturbation de l'ichtyofaune	Impact sur la qualité de l'eau
Algicides transportés vers l'aval	Perturbation du milieu en aval	

L'efficacité des algicides, principalement le sulfate de cuivre, est variable et dépend de :

- Des conditions générales du milieu ;
- Du temps de séjour de l'eau ;
- Du temps de précipitation du cuivre (Barroin, 1999) ;
- Des conditions météorologiques (temps calme, ensoleillé avec une température supérieure à 15°C) (Brient *et al*, 2001) ;
- Des espèces d'algues présentes (Baudot, X) ;
- De la posologie, des modalités d'application et du système d'épandage (Barroin, 1999).

En effet, certaines cyanobactéries notamment des algues filamenteuses sont devenues résistantes aux algicides. Même si le traitement s'avère efficace, la durée de vie est très limitée (cf. tableau 42). Le procédé doit être répété chaque année voire même plusieurs fois par an. Aujourd'hui, ce traitement est praticable uniquement sous dérogation car le cuivre accumulé est toxique pour la faune aquatique et peut parfois amener à la libération de toxines. De plus, les sédiments ne pourront pas être revalorisés en amendement dans le cas d'une éventuelle extraction (Baudot, sd).

Tableau 42 : Analyse des retours d'expérience concernant l'utilisation d'algicides

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Etang de la Visance (61) et Retenue de la Courtille (23)	Sulfate de cuivre (CuSO ₄)	Efficacité à très court terme (concentrations faibles de cyanobactéries durant 1-2 mois)
Etang de Saint-Bonnet Tronçais (03)	Sulfate de cuivre (CuSO ₄)	Usage exceptionnel en 2005
Retenue de Moulin Neuf(29), Le Blavet, Le Gouët, l'Arguenon, Jugon-les-Lacs (22)	Sulfate de cuivre (CuSO ₄)	Observation d'accumulation de cuivre dans les sédiments → mise en place de système d'aération
Etang du Forez (42)	Introduction de paille d'orge aux effets anti-croissance ou algicides	↘ des pics de cyanobactéries (à court terme, saison estivale)
Lac des Prés du Hem (59)	Introduction de ballots de paille d'orge	Action visible autour des ballots sur une période très courte

Le sulfate de cuivre est un algicide dont l'utilisation est soumise à réglementation et fortement déconseillée du fait de ses nombreux impacts sur l'environnement (Lévi *et al*, 2006). Son emploi diffère selon les départements. Le sulfate de cuivre est encore très épandu dans les Côtes d'Armor sous dérogations (M. Louis, comm. pers.) – avec des fréquences d'épandage pouvant atteindre 4 fois par an comme à l'étang de Jugon-les-Lacs – alors qu'il est proscrit dans le Morbihan (M. Le Gal, comm. pers.).

L'emploi de pailles d'orge comme à l'étang du Forez est encore au stade expérimental. Les véritables mécanismes mis en jeu pour diminuer les proliférations de cyanobactéries ne sont pas bien connus. Cependant, cette méthode est une réussite au moment de la saison estivale.

4.4 Actions biologiques

Les traitements biologiques utilisent des organismes vivants pour lutter contre les cyanobactéries. Ils peuvent intervenir à plusieurs niveaux trophiques par l'introduction de bactéries, d'organismes zooplanctoniques ou de poissons. Ils peuvent aussi cibler la diminution des concentrations en phosphore en bénéficiant de la capacité d'autoépuration des plantes. Ces actions demandent un contrôle et une maîtrise par l'homme du développement de la flore et de la faune aquatique dans le plan d'eau étudié ce qui est, sur le terrain, rarement le cas (Lévi *et al*, 2006).

4.4.1 Bioadditifs : bactéries minéralisantes

Principe : Introduction dans les sédiments de bactéries capables de reminéraliser la matière organique pour :

- diminuer le volume de vase ;
- limiter du relargage de phosphore ;
- diminuer la demande d'O₂ permettant ainsi l'absorption des composés gênants et la stimulation de la microflore (Goubault de Brugière et Dutartre, 1995 ; Baudot, sd).

Mise en œuvre :

Certains bioadditifs contiennent des bactéries naturelles positionnées sur un support généralement calcaire ou argileux. Il en existe un très grand nombre mais dont la différence s'observe davantage au niveau du mode de conservation des bactéries que de leur composition (Goubault de Brugière et Dutartre, 1995). Les micro-organismes activent le recyclage de la matière organique à la surface des sédiments. Ainsi, la demande en oxygène dissous et le risque de relargage de phosphore sont réduits (Aquascop, 2010). Une analyse de l'eau et de la vase à traiter doit avoir lieu avant l'épandage pour s'assurer de son efficacité (Devidal, 2007).

Avantages des bioadditifs :

- Aucune intervention mécanique ;
- Aucune évacuation ni stockage des boues (Devidal, 2007).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 43.

Tableau 43 : Inconvénients liés à l'application de bioadditifs contenant des bactéries minéralisantes sur l'environnement et les usages (Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Nécessite un bateau épandeur quelques jours Organismes chers à l'achat S'assurer de la stérilité des bactéries	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Introduction de bactéries minéralisantes	Toxicité des bactéries pour la faune et la flore aquatique ?	Toxicité des bactéries pour l'homme ?
Effets secondaires possibles		
Libération de toxines possible	Perturbation de l'ichtyofaune	Restriction/interdiction de baignade et/ou des activités nautiques
Pas de maîtrise totale du devenir des bactéries introduites	Risque d'introduire des espèces étrangères dans un milieu → perturbation irréversible possible du milieu naturel	Risques de compétition avec les autres bactéries pouvant avoir des répercussions sur la diversité des poissons → gêne pour la pêche
Toxicité des bactéries introduites pour l'homme	? à voir avec le fournisseur	? à voir avec le fournisseur

L'efficacité de ce traitement est controversée car il est difficile d'établir si celle-ci vient de l'utilisation des bactéries ou de la craie. Par ailleurs, peu de suivis post-traitement ont été réalisés (Goubault de Brugière et Dutartre, 1995). L'étude de Baudot (sd) a estimé que 50% des plans d'eau recensés ayant subi cette solution n'ont pas observé de changement et 25% pour lesquels l'efficacité reste douteuse (Baudot, sd). L'éclaircissement des eaux serait davantage dû à l'emploi de supports minéraux. La réussite d'une telle action curative s'évalue aussi par la composition du produit déversé dans les eaux du lac (Baudot, sd). Les retours d'expérience décrits dans le tableau 44 montre une efficacité relative et à court terme de l'utilisation de ces bioadditifs.

Tableau 44 : Analyse des retours d'expérience sur l'épandage de bioadditifs contenant des bactéries minéralisantes

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Etang de l'Abbaye aux bois (91) (Baudot, sd)	Epandage de poudre Polybio « lac » (micro-organismes fixés sur CaCO ₃ marin + pierres volcaniques poreuses) à deux reprises en 1999	Baisse de la hauteur des boues (tassement + dégradation de la MO), oxygénation du milieu mais efficacité à court terme
Plan d'eau de Ratintout (62) (Baudot, sd)	Epandage de bioadditifs Bactapur N3000 (10l/ha) en 1999	Diminution du phosphore l'année suivant le traitement puis plus de suivi
Etang du Moulin neuf (54) (Baudot, sd)	Application pendant 3 ans et demi (1996-1999) de Coral 2000 (amendement calcique) et d'Enzymac (souches bactériennes)	Réduction nette des proliférations algales durant toute la durée d'application. Pas d'analyse sur l'éventuelle réduction des vases. Retour des algues en 2000
Lac de Messein (54)	Ecosynergie – épandage de 5 tonnes d'Eco401 (micro-organismes aérobies + supports minéraux) sur 1 ha pendant 3 ans (2009-2011)	Diminution du taux de MO mais pas de modification des [P] ou en cyanobactéries

4.4.2 Biomanipulations – lutte biologique

Principe : Intervention sur la composition du peuplement piscicole : contrôle par les prédateurs ou par les ressources.

Mise en œuvre :

La biomanipulation intervient dans le réseau trophique du plan d'eau (cf. annexe 19). Elle décrit l'intervention d'organismes vivants pour lutter contre les proliférations algales. Les différentes techniques correspondent à :

- Un contrôle par les prédateurs ou « top-down ». L'objectif principal est de maintenir le peuplement de zooplancton par le biais de :
 - o Elimination de poissons qui consomment le zooplancton comme la truite arc-en-ciel ;
 - o Introduction de poissons ichtyophages (comme le brochet) qui consomment les poissons zooplanctonophages ;
 - o Introduction directe d'animaux phytoplanctonophages (Barroin, 1999 et Baudot, sd).
- Un contrôle par les ressources ou « bottom-up ». L'objectif principal est de modifier la composition spécifique des peuplements par :
 - o Elimination des espèces qui participent au relargage du phosphore des sédiments comme les espèces benthophages (comme la carpe commune) ou omnivores (comme le gardon) ;
 - o Introduction de macrophytes qui jouent le rôle d'épurateur du phosphore à condition de les entretenir par un faucardage régulier ;
 - o Ajout d'azote pour accroître le développement des Chlorophycées et les rendre compétitrices face aux cyanobactéries (compétition interspécifique) (Barroin, 1999 et Baudot, sd).

Les peuplements de poissons sont plus faciles à contrôler pour l'homme que le phytoplancton, le zooplancton ou les concentrations en nutriments (Devidal, 2007). L'élimination de poissons s'effectue à l'aide de piscicides (mais affecte aussi le zooplancton), d'une pêche exhaustive ou d'un abaissement du niveau d'eau. L'introduction peut se réaliser suite à une élimination ou non. La diversité convenable piscivore doit atteindre 30-40% du peuplement total (Barroin, 1999).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 45.

Tableau 45 : Inconvénients liés à la méthode de biomanipulation sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Facile à mettre en œuvre Coût faible <ul style="list-style-type: none"> - Introduction de poissons : Eliminer les gardons qui pourraient s'hybrider avec les rotengles + incertitudes au niveau des résultats - Introduction de macrophytes : Faucarder tous les ans pour éliminer le P des tiges et éviter ainsi qu'il ne retourne dans la masse d'eau par décomposition - N : traitement à renouveler chaque année 	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Traitement par ajout de N	Amplifier le développement du phytoplancton	Méthode limitée pour les plans d'eau à usage AEP car concentration en azote > seuil de prélèvement AEP
Traitement par empoisonnement	Remaniement des populations piscicoles → Déséquilibre de la faune	Modification du peuplement piscicole pour la pêche
Effets secondaires possibles		
Interactions – Compétitions intra et/ou interspécifiques inattendues	Modification de l'équilibre piscicole et du réseau trophique	Nuisance pour la pêche
Risque d'introduction « involontaire » d'espèces dans le milieu aval	Perturbation du milieu et du réseau trophique en aval	Impacts sur les activités de pêche
Forte mortalité de poissons	Déséquilibre du réseau trophique	Nuisances visuelles et olfactives pour le tourisme

Fertilisation en azote (N) :

L'apport d'azote permet aux Chlorophycées de se maintenir et de continuer à se développer. Cette méthode est efficace pour les plans d'eau ayant des carences en azote sur une période de l'année. Une difficulté associée à ce traitement est de trouver la bonne fenêtre pour épandre de fortes concentrations en azote en prenant soin de prendre en compte les conditions météorologiques. Pour observer le succès de cette action, il faut épandre lors d'un temps calme avec une température moyenne et une absence de pluie sur 3 jours pour laisser le temps à la biomasse d'absorber l'azote. Les quantités d'azote doivent être étudiées au cas par cas (Baudot, sd). Cette pratique a été réalisée sur l'étang du Forez, dans la Loire, durant 4 ans avec succès (cf. tableau 46). C'est une solution à court terme car elle doit être répétée chaque année avant la période estivale (carence en azote en juin) (Briand, 2008 et M. Robin, comm. pers.).

Empoisonnement :

L'efficacité de la méthode par empoisonnement est très aléatoire (cf. tableau 46). Il est difficile de prédire la réaction du réseau trophique et son adaptation à la modification anthropique de la composition piscicole. Il reste impératif de bien connaître la composition du peuplement piscicole en place et du phytoplancton. Par ailleurs, il est conseillé de calculer le nombre de poissons introduits en maintenant la taille de la population de piscivores entre 30 à 40% de la taille de la population totale. Il est aussi important de garder une diversité de l'ichtyofaune (Baudot, sd). L'étude de Barroin (1999) estime que le contrôle descendant est efficace si la charge externe en phosphore est inférieure à 0,69 g P/m²/an (seuil d'efficacité). Il peut parfois être intéressant d'aménager le plan d'eau en installant des frayères ou des herbiers pour favoriser la reproduction (Barroin, 1999).

Introduction de macrophytes :

L'introduction de macrophytes a pour but d'instaurer une compétition pour le phosphore entre les végétaux aquatiques et les cyanobactéries (microphytes). Dans un second temps, elle permet de stabiliser la surface des sédiments et ainsi éviter les remises en suspension des particules. Cette technique semble efficace pour des eaux peu profondes (2-3 m de profondeur) avec des concentrations moyennes en phosphore (inférieures à 0,15 mg/l) (Briand, 2008). D'après le tableau 46, l'introduction de macrophytes n'a pas répondu à l'objectif de réduction des cyanobactéries au Lac des Sapins. Par contre, associé à une introduction de poissons et à un aménagement du plan d'eau, comme au Lac Zwemlust, l'impact sur les algues est significatif (cf. tableau 46).

Tableau 46 : Analyse des retours d'expérience de biomanipulation sur des plans d'eau contaminés par les cyanobactéries

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Retenue de Villerest (42)	Introduction de carpes chinoises une année	Pas de changement perçu de la qualité de l'eau
Lac des Sapins (69)	Roselière (filtre en aval d'une porcherie) + radeaux végétalisés (en complément du système <i>Plocher</i> en 2010)	Pas de changement de la qualité de l'eau mais résultats de plusieurs actions simultanées
Retenue du Jaunay (16) (Baudot, sd)	Introduction de 2T de rotengles (qu'on supposait phytophages) et 10 000 brochetons (carnassiers pour limiter les populations de gardons) sur 9 ans (1990 à 1999)	Blooms de cyanobactéries toujours présents
Lac Zwemlust (Pays-Bas) (Barroin, 1999)	Dominance de <i>Microcystis</i> → pêche électrique totale en 1987, rempoissonnement en brochets et rotengles avec des daphnies (zooplancton) + ajout de nénuphars et Chara + aménagement du plan d'eau (frayères)	Abaissement important de la concentration en Chlorophylle a mais envahissement par les macrophytes
Etang du Forez (42)	Introduction de nitrate d'ammonium au moment précis où l'azote est limitant durant 4 ans (1998-2002)	Absence effective de pic de cyanobactéries Efficace à court terme

4.4.3 Pré-retention tampon

Principe :

- sédimentation des particules qui fixent le phosphore ;
- consommation du phosphate dissous par les algues et les plantes amphibies de la pré-retention.

Mise en œuvre :

La mise en place d'une pré-retention tampon a pour but de réduire la charge externe en nutriments. Pour cela, la végétation va jouer le rôle d'épurateur de l'eau en circulation dans la zone tampon. Ces espaces sont souvent des zones humides légèrement aménagées (peignes), des roselières ou des cressonnières. Il est nécessaire de réaliser une étude préalable afin de déterminer les débits entrants, la zone d'implantation des végétaux, la nature des sédiments qui permettront la croissance végétale, les espèces à planter ainsi que la densité d'implantation (Baudot, sd). Une pré-retention tampon peut être constituée de plusieurs bassins successifs notamment pour permettre la sédimentation des matières en suspension et donc le piégeage du phosphore particulaire ainsi que pour favoriser la consommation du phosphore dissous par les plantes. Il est indispensable de prévoir un faucardage et un curage réguliers pour évacuer le phosphore stocké dans les plantes et dans les sédiments (Baudot, sd).

Avantages de la mise en place d'une retenue tampon :

- Participe à l'élimination partielle du phosphore en facilitant la sédimentation ;
- Actions pouvant être considérées comme préventives (Baudot, sd).

Les inconvénients de cette méthode sont présentés dans le tableau 47.

Tableau 47 : Inconvénients liés à l'installation d'une pré-retention tampon sur l'environnement et les usages (Baudot, sd et Aquascop, 2010).

Coût et difficultés associés	Entretien régulier indispensable Choix des espèces végétales Soumis à un dossier d'autorisation au titre de la loi sur l'eau (Décret n°2006-881 du 17/07/2006, nomenclature 3.1.1.0 et 3.1.2.0)	
	Impacts sur l'écosystème	Nuisances pour les usages
Installation d'une pré-retention tampon	Perturbation du milieu déjà en place	
Effets secondaires possibles		
Reprise des particules lors de l'augmentation du débit en automne	Apport de phosphore en automne → risque de bloom selon les conditions météo Diminution de la clarté de l'eau donc incidence lumineuse plus faible	Augmentation de la turbidité → gêne pour baignade, activités nautiques et AEP

Le succès des pré-retenues tampon dans le stockage du phosphore dissous et particulaire en provenance du bassin versant est très variable. L'efficacité des retenues tampon va dépendre :

- du débit entrant : si celui-ci est trop important, l'eau ramène les sédiments stockés dans la pré-retendue du plan d'eau ;
- de la vitesse d'écoulement et du temps de séjour de l'eau pour permettre le dépôt des particules (AELB, 2010) ;
- d'un entretien régulier : curage et faucardage ;
- du choix des espèces végétales (Baudot, sd).

Il est plutôt difficile d'estimer l'efficacité de ce type de mesure car elle est souvent associée à d'autres essais expérimentaux (Aquascop, 2010). Au regard des retours d'expérience recensés, la mise en place d'une pré-retendue tampon implique une réussite variable selon les cas et les suivis potentiels de qualité d'eau qui font suite à l'action (cf. tableau 48).

Tableau 48 : Analyse des retours d'expérience de mise en place d'une pré-retendue tampon sur des plans d'eau contaminés par les cyanobactéries

Plan d'eau	Description	Efficacité de l'action curative
Lacs des Sapins (69)	Implantation d'une roselière 1992	Réussite : Réduction significative des teneurs en P hivernales, réduction de la biomasse algale, retardement du développement d'algues, amélioration de la qualité de l'eau
Etangs Saint-Bonnet Tronçais (03)	Plantation de végétaux capteurs de phosphore au niveau des berges du plan d'eau	En supplément d'autres traitements curatifs (CuSO ₄ , vidange, aérateur) Pas d'effet démontré
Etang de la Roche (44) (Baudot, sd)	Mise en place d'une cressonnière	Efficacité ? Pas de suivi et plusieurs actions simultanées
Lac d'Aydat (63)	Pré-retendue tampon en 2011-2012 avec 2 lagunes successives + aménagement d'une zone humide ensuite	En cours mais de forts espoirs (coût = 1,2 millions d'euros, financement de 20% par le syndicat et la communauté de communes)

A terme, les végétaux et les sédiments ayant stocké le phosphore deviennent une source de phosphore si la pré-retendue tampon n'est pas entretenue par faucardage et curage régulier.

4.5 Synthèse de l'efficacité des actions curatives

Les différentes actions curatives répondent à des principes et processus variés mais qui sont rassemblés autour d'un objectif prioritaire qui est de diminuer les blooms de cyanobactéries. Le tableau 49 expose les principes généraux recherchés en fonction des traitements curatifs recensés. Certaines actions remplissent plusieurs objectifs généraux.

Tableau 49 : Synthèse des actions curatives recensées en fonction des objectifs auxquels elles répondent (√ : principes remplis par une action curative donnée)

Principes généraux		Maîtrise de la concentration en P dans la masse d'eau	Limitation du relargage de P à partir des sédiments	Gestion du stock de sédiments	Perturbation du métabolisme et/ou de la reproduction des cyanobactéries
Conditions		Si un flux important de P en provenance du bassin versant	Si l'apport principal de P provient de la charge interne des sédiments	Quantité importante de sédiments	
Actions hydrologiques	Soutirage hypolimnique		√		
	Dilution/chasse	√	√		√
	Mise en assec		√	√	√
	Abaissement du niveau d'eau		√	√	√
	Pré-barrage	√		√	
Actions mécaniques	Curage - Dragage			√	
	Destratification		secondairement		√
	Recouvrement des sédiments		√		
	Contournement du plan d'eau	secondairement		√	√
	Suppression du plan d'eau	√		√	√
Actions physico-chimiques	Aération hypolimnique		√		
	Précipitation/Inactivation P	√	√		√
	Diminution de la lumière incidente				√
	Ultra-sons				√
	Algicides				√
Actions biologiques	Bioadditifs		secondairement	√	√
	Bio-manipulations	secondairement	√		√
	Pré-retenu tampon	√		√	

Un large débat subsiste actuellement sur l'efficacité réelle de ces procédés en raison du peu de retour d'informations objectives (peu de suivi des milieux après traitement ; traitement associé à d'autres techniques ; etc.). Un critère de réussite récurrent est la réduction de la charge externe ainsi que l'entretien ou la répétition des procédés. Le tableau 50 résume l'efficacité moyenne observée par action curative recensée.

Tableau 50 : Bilan de l'efficacité de chaque traitement curatif par rapport à la réduction des proliférations de cyanobactéries (+) = amélioration, (0) = pas de changement, (?) = effet indéterminé (d'après l'analyse des retours d'expériences recensées en annexe 18 et la bibliographie)

Actions curatives	Efficacité observée ou mesurée	
Soutirage hypolimnique	+	à court terme/moyen terme si maintien de l'action
Dilution/chasse	+	à court/moyen terme si maintien de l'action
Mise en assec	+	peu de références mais observations plutôt positives
Abaissement du niveau d'eau	+	peu de références mais observations plutôt positives
Pré-barrage	+	si curage régulier
Curage - Dragage	+	à court/moyen terme (<i>si charge externe négligeable ou non</i>)
Destratification	?	très variable
Recouvrement des sédiments	?	
Contournement du plan d'eau	?	objectif diminution cyanobactéries rare
Suppression du plan d'eau	+	radicale
Aération hypolimnique	0	
Précipitation/Inactivation P	+	à court terme dans certains cas
Diminution de la lumière incidente	?	
Ultra-sons	?	peu de références
Algicides	+	à court terme/moyen terme, avec répétition
Bioadditifs	+	à court terme dans certains cas
Bio-manipulations	0	rarement maîtrisée
Pré-retenu tampon	+	en complément d'actions et si entretien régulier

Les causes d'échecs des différents traitements sont souvent issues de :

- l'absence d'actions préventives menées préalablement ou en parallèle pour diminuer les apports de P ;
- Une méconnaissance des limites et contraintes d'un traitement ;
- Une inadéquation entre la technique et le problème : choix d'un traitement inadapté à la situation. Cela est souvent dû à une mauvaise analyse préalable de la situation du lac et de son bassin versant ainsi que de l'évaluation de la charge externe ;
- Des erreurs techniques : mauvais dosages, matériels défectueux, mauvais dimensionnement... ;
- Un entretien insuffisant voire absent (Baudot, sd).


4.6 Combinaisons possibles entre actions

Il est possible d'associer plusieurs actions simultanément ou non afin d'obtenir une efficacité plus importante ou de répondre à plusieurs objectifs en même temps.

Le tableau 51 présente les combinaisons d'actions possibles qui ont été recensés dans les retours d'expérience. Les contraintes et inconvénients soulevés dans les parties précédentes ont permis d'identifier certaines associations d'actions déconseillées. Par exemple, des traitements chimiques ne sont pas à prévoir lors de la réalisation d'actions impliquant un rejet des eaux du lac car le transfert de molécules peut avoir un impact sur le milieu aval. Par ailleurs, il est inutile de suggérer des actions sur le plan d'eau lorsqu'une suppression du lac est prévue. En outre, les actions curatives hydrologiques n'apparaissent pas adaptées à une fermeture du plan d'eau par contournement.

Tableau 51 : Combinaisons d'actions curatives sur un plan d'eau contaminé par les cyanobactéries (d'après l'analyse des retours d'expériences recensées en annexe 18 et la bibliographie)

Actions curatives	Pré-retenu tampon	Biomanipulations	Bioadditifs	Algicides	Ultra-sons	Diminution de la lumière incidente	Précipitation/Inactivation P	Aération hypolimnique	Suppression du plan d'eau	Contournement du plan d'eau	Recouvrement des sédiments	Destratification	Curage - Dragage	Pré-barrage	Abaissement du niveau d'eau	Mise en assec	Dilution/chasse	Soutirage hypolimnique
Soutirage hypolimnique			D	D			D	D	D	D	D					D		
Dilution/chasse			D	D			D		D	D	D							
Mise en assec									D						D			
Abaissement du niveau d'eau									D									
Pré-barrage	D								D	D								
Curage - Dragage								D	D									
Destratification			D				D		D									
Recouvrement des sédiments							D	D	D									
Contournement du plan d'eau	D								D									
Suppression du plan d'eau	D	D	D	D	D	D	D	D										
Aération hypolimnique																		
Précipitation/Inactivation P																		
Diminution de la lumière incidente		D																
Ultra-sons																		
Algicides																		
Bioadditifs																		
Biomanipulations																		
Pré-retenu tampon																		

 Rencontré dans les retours d'expérience
D Déconseillé

Résumé

- ✘ Les actions curatives existantes peuvent avoir pour objectifs :
 - La maîtrise de la concentration en phosphore dans la masse d'eau ;
 - La limitation du relargage de phosphore à partir des sédiments ;
 - La gestion du stock de sédiments ;
 - La perturbation du métabolisme et /ou de la reproduction des cyanobactéries.
- ✘ 31 retours d'expériences ont été recensés et analysés. Les actions curatives mises en œuvre font très rarement l'objet d'un suivi et d'une évaluation précise. En outre, de nombreuses mesures sont encore expérimentales et ne bénéficient que de peu de recul.
- ✘ Les éléments d'information disponibles montrent cependant que l'efficacité de ces actions va dépendre du type de plan d'eau considéré, de la connaissance du milieu au préalable, d'un choix de mesures adaptées, d'une mise en œuvre raisonnée et d'un entretien post-opération.
- ✘ De nombreuses actions curatives ne sont efficaces que si les apports externes de phosphore sont limités.

Chapitre 5

**Comment limiter les
proliférations de
cyanobactéries dans le
Lac au Duc?**

**Enjeux, objectifs et
propositions**

5 Comment limiter les proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc? Enjeux, objectifs et propositions

5.1 Les enjeux et les objectifs

5.1.1 Synthèse des principales spécificités du Lac au Duc à prendre en compte

- Un plan d'eau vaste et peu profond

Le Lac au Duc est un plan d'eau ancien (XV^{ème} siècle) d'environ 250 ha ce qui le caractérise comme le plus grand plan d'eau du Morbihan. Sa profondeur moyenne est de 2,6 m. C'est donc un plan d'eau étendu et peu profond. Par ailleurs, le Lac au Duc serait envasé à la hauteur de 1,6 millions de m³ soit 31% de son volume total (cf. paragraphe 3.2.3). Le plan d'eau est fermé par un barrage en aval. Le temps de séjour moyen de l'eau est de 24 jours, mais il peut atteindre la valeur de 7 jours en période de crue voire être beaucoup plus long en période d'étiage (cf. paragraphe 3.2.2).

- Un plan d'eau multi-usages

La retenue du Lac au Duc est un maillon essentiel du réseau départemental de sécurisation de l'alimentation en eau potable. L'usine prélève environ 70% du volume total de l'eau potable produite dans le plan d'eau et 30% à la Herbinaye, dans l'Oust (Cabinet Bourgois – Groupe Merlin, 2011). Par ailleurs, de nombreuses activités de loisirs se sont développées sur le Lac au Duc. Il possède une plage de 300 m de long et une base nautique où l'on peut pratiquer de la voile, du kayak, du ski nautique... La pêche est très présente sur le plan d'eau (en particulier pour la capture de la carpe). Une partie de sa queue de retenue appartient au conseil général au titre d'« espace naturel sensible » et abrite des espèces végétales protégées à l'échelle nationale (cf. paragraphe 3.4.1). Le Lac au Duc est aussi un facteur d'attractivité perçu comme important et de nombreux touristes y viennent notamment pour les paysages, la randonnée.... La chasse au gibier d'eau se pratique aussi sur le plan d'eau (cf. paragraphe 3.4.3).

- Un plan d'eau très eutrophe et régulièrement confronté à des proliférations de cyanobactéries

Ce plan d'eau peut être décrit comme eutrophe voire hypereutrophe au regard du paramètre phosphore. Il est contaminé par les cyanobactéries chaque année. Il tire son originalité de la diversité des espèces présentes parfois différentes d'une année sur l'autre. De plus, on y observe de fortes concentrations pouvant atteindre des pics de 2 000 000 de cellules par millilitre sans pour autant rencontrer de fortes concentrations en cyanotoxines. Une des spécificités du Lac au Duc est la quasi-absence, jusqu'alors, de toxines à des concentrations supérieures aux seuils réglementaires (1 µg/l en microcystine totale pour l'eau distribuée et 25 µg/l en microcystine-LR pour l'eau de baignade et activités nautiques) et recommandés avec pourtant une présence récurrente et prépondérante de cyanobactéries. D'autre part, on observe une grande variabilité intra-annuelle et interannuelle des caractéristiques des proliférations de cyanobactéries : date d'apparition, date des pics, période/durée de présence, espèces présentes ... Ces algues bleues se développeraient en amont du plan d'eau, au niveau de la queue de la retenue, puis migreraient vers l'aval avant de s'accumuler devant le barrage (cf. paragraphe 3.3.4).

- Des proliférations dues aux apports de phosphore provenant du bassin versant et à la charge interne du plan d'eau

Les deux sources de phosphore (interne et externe) jouent un rôle dans l'apport global de phosphore biodisponible pour les cyanobactéries mais des incertitudes existent quant à la part relative de chacune d'entre elles. On suppose que l'implication de chaque source est fonction des conditions météorologiques et hydrologiques. Aucune relation simple n'a été démontrée à ce jour. Le pourcentage de l'apport de la charge interne et des flux externes dépend de plusieurs facteurs en interaction ainsi que de la complexité des processus en jeu à différentes échelles spatiales et temporelles. Ce plan d'eau est très tributaire des conditions météorologiques et hydrauliques du bassin versant (cf. paragraphe 3.2.4).

- Un vaste bassin versant très agricole

Le bassin versant Yvel-Hyvet s'étend sur 37 465 ha. Le taux d'urbanisation s'élève à 4% et la ville principale du bassin, Ploërmel, abrite environ 9 000 habitants. La densité moyenne est de 60 hab./km². L'agriculture est très présente sur le bassin versant. L'élevage est l'activité dominante en particulier l'élevage hors sol et de vaches laitières. Les principales cultures sont des céréales et du maïs. La densité bocagère est de 69 m/ha de SAU, soit proche de la densité moyenne bretonne. Les deux tiers de la population du bassin versant sont reliés au réseau d'assainissement collectif qui est constitué de deux stations d'épuration en boues activées et de cinq lagunages. Le réseau hydrographique est dense et s'étend sur 325 km. Il a subi de nombreux recalibrages passés. Les zones humides sont peu présentes : 8,3% de la surface inventoriée sur le bassin versant (27 000 ha) dont 75% en cultures (prairies temporaires ou cultures annuelles) (cf. paragraphes 3.1.2 et 3.1.3).

- Des acteurs nombreux et une concertation perfectible

Les acteurs du bassin versant et du plan d'eau sont nombreux et impliqués dans la problématique de gestion des proliférations de cyanobactéries. Cependant, les deux catégories d'acteurs partagent assez peu d'informations et échangent peu d'idées. La réflexion et la mise en place d'actions concomitantes aux deux espaces géographiques sont alors ralenties (cf. paragraphe 3.5.4).

La figure 35 rappelle les principales informations du diagnostic concernant le Lac au Duc et son bassin versant.

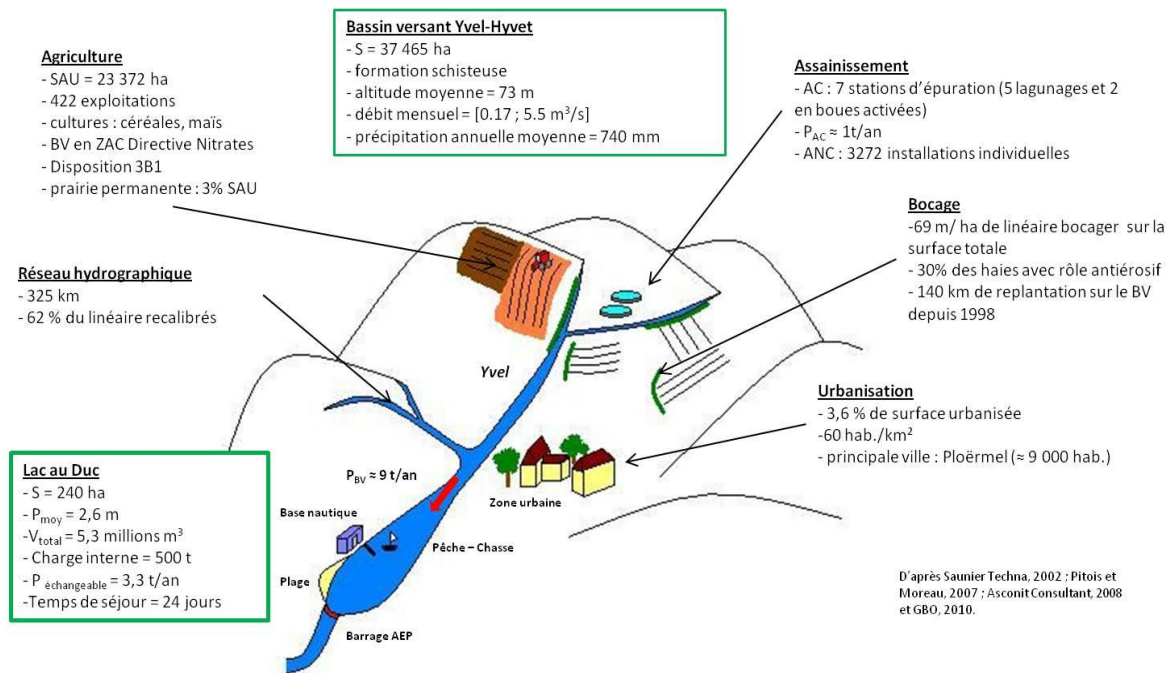


Figure 35: Synthèse des principaux enseignements du diagnostic du Lac au Duc et du bassin versant Yvel-Hyvet.

5.1.2 Un objectif prioritaire : la réduction des flux de phosphore

L'importance du flux de phosphore en provenance du bassin versant est un enjeu fondamental qui impacte le développement de cyanobactéries et donc la qualité de la masse d'eau du Lac au Duc. L'objectif prioritaire qui en résulte s'avère être la maîtrise, et plus particulièrement la réduction de ce flux de phosphore.

➤ **Objectif général de réduction des flux**

En sachant que la concentration en phosphore minimale pour permettre le développement de cyanobactéries est de l'ordre de 20 µg/l (cf. paragraphe 2.1.1) et que la concentration actuelle dans le Lac au Duc est de 60 µg/l (cf. paragraphe 3.3.2), il conviendrait alors de viser une division par trois de la concentration en phosphore des eaux du Lac au Duc. Les actions à proposer cherchent à atteindre cet objectif très ambitieux à travers une réduction significative du flux de phosphore entrant dans le Lac au Duc (cf. figure 36). Une fois seulement cet objectif rempli, les mesures de réduction de la charge interne pourront être envisagées.

➤ **Les différents points de vue sur les leviers d'action pour réduire les flux**

Certains acteurs considèrent que les efforts doivent porter avant tout sur la diminution des quantités de phosphore produites par l'agriculture, l'assainissement et les autres sources accidentelles ponctuelles. D'autres souhaiteraient plutôt focaliser les mesures sur la limitation du transfert de phosphore par des actions anti-érosion en soulignant l'importance des efforts déjà accomplis sur la réduction du phosphore à la source tant du point de vue des STEP que de l'agriculture (alimentation, fertilisation équilibrée...). En outre, l'implication relative de chaque source dans le flux total de phosphore est à l'origine de nombreuses discussions entre acteurs.

Les avis peuvent également diverger sur le choix des leviers les plus efficaces pour limiter les sources de phosphore en agriculture. Concernant les transferts de phosphore, on peut viser la limitation de l'érosion des sols à travers l'amélioration des pratiques agricoles (couverture des sols, sens des labours...). Par ailleurs, il est très intéressant de freiner le ruissellement des eaux à l'aide d'obstacles comme les haies, les talus, les zones humides, ripisylve, ... et de limiter les « courts-circuits » dans les chemins de l'eau (réseau d'eaux pluviales, drainage, fossés...).

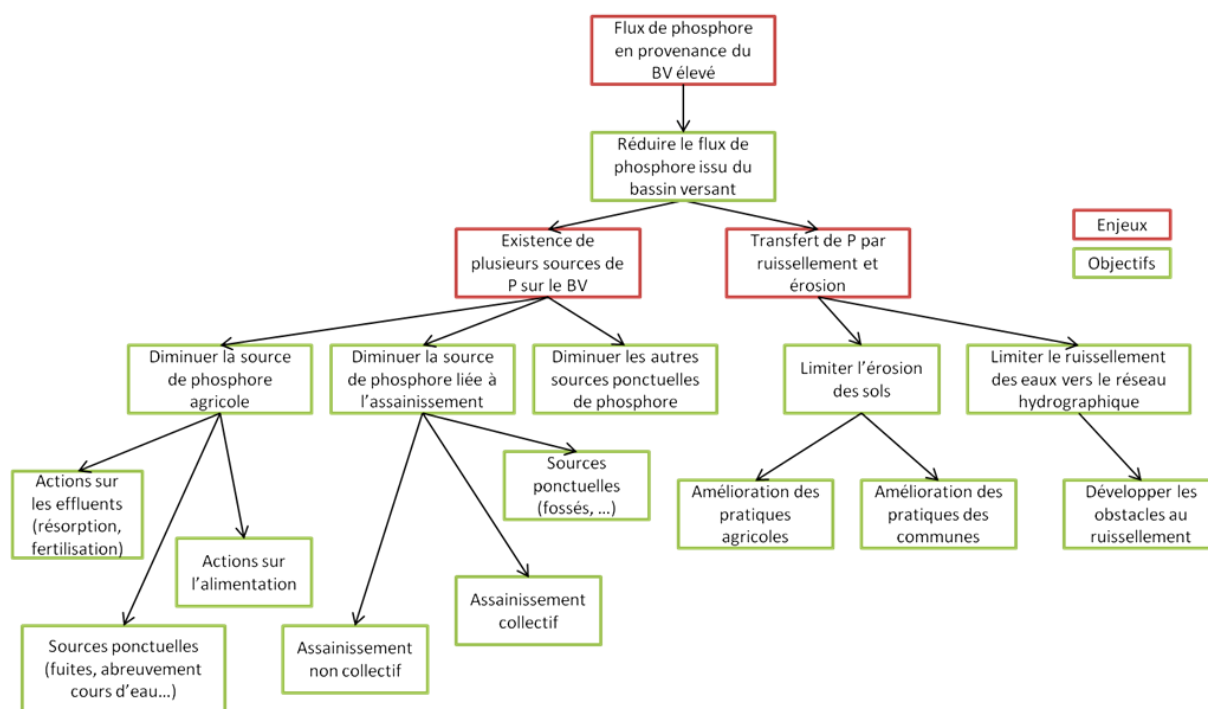


Figure 36 : Schéma des interactions entre les enjeux et les objectifs liés au bassin versant Yvel-Hyvet et à ses usages

Un important débat est présent sur le bassin versant au sujet des efforts accomplis par les différentes catégories d'acteurs et notamment par les agriculteurs dans la réduction globale des flux de phosphore. Beaucoup s'accordent pour penser que des efforts ont été réalisés mais qu'il reste encore des axes de progression afin de continuer voire de renforcer la mise en place de certains programmes d'actions ciblés sur l'agriculture. D'autres préfèrent mettre l'accent sur le partage des efforts entre les communes et les agriculteurs pour aboutir à un plan socialement acceptable.

5.1.3 Proposition d'une hiérarchisation des objectifs relatifs à la qualité du milieu et aux usages du plan d'eau

Outres l'enjeu général lié aux flux de phosphore (cf. paragraphe 5.1.2), les enjeux liés au plan d'eau découlent de la qualité du milieu et des différentes utilisations de la masse d'eau (cf. figure 37).

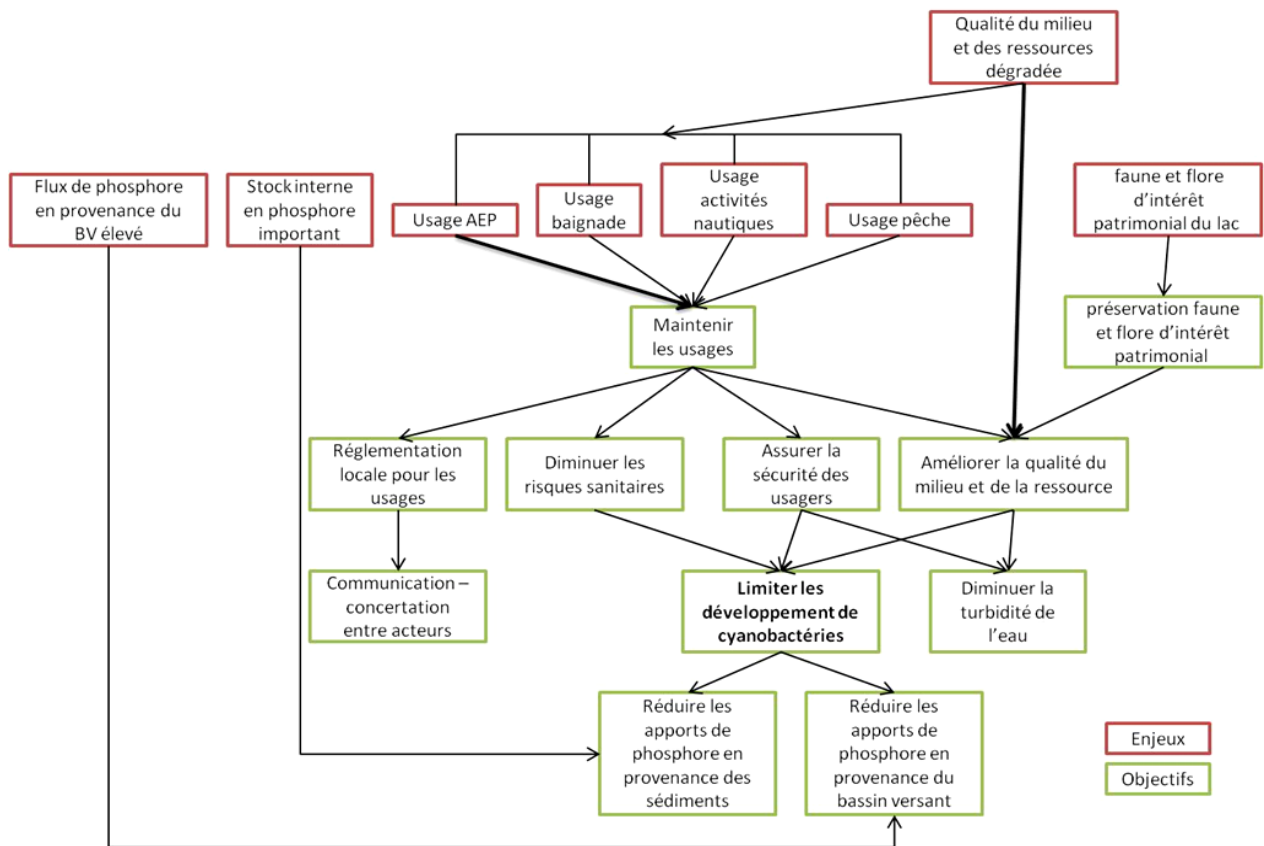


Figure 37 : Schéma des interactions entre les enjeux et les objectifs liés au Lac au Duc et à ses usages

Nous proposons d'adopter l'ordre de priorité suivant pour ces enjeux :

- **Priorité 1a : l'alimentation en eau potable et la sécurité sanitaire**

L'alimentation en eau potable est considérée par l'ensemble des acteurs comme l'enjeu principal qu'il faut maintenir en priorité. L'usine située en aval du barrage alimente neuf communes et près de 26 000 abonnés. Il faut donc assurer leur alimentation en eau ainsi que leur sécurité d'un point de vue qualité de l'eau distribuée et des risques sanitaires.

- **Priorité 1b : maintien d'une bonne qualité du milieu et des ressources**

L'enjeu suivant à prendre en compte est la dégradation du milieu naturel qui s'accroît chaque année. L'objectif associé est de restaurer la qualité de l'eau du Lac au Duc en atteignant les attentes de la Directive Cadre sur l'Eau. En effet, pour atteindre le bon état de la masse d'eau, il est souhaitable d'avoir un bon état chimique (respect des normes de qualité environnementale) ainsi qu'un bon ou très bon état écologique (à partir d'indicateurs calculés en fonction des espèces animales et végétales, de l'hydromorphologie et de la physico-chimie).

- Priorité 2 : maintien des activités de baignade, de loisirs nautiques et de pêche et maîtrise du risque sanitaire associé aux proliférations algales

Ces dernières années, la fréquentation du plan d'eau aurait fortement diminué (acteurs locaux liés au tourisme, comm. pers.) car elle est directement liée à la possibilité ou non de pratiquer les différents loisirs proposés sur l'étang. Le camping de Taupont et la base nautique sont aujourd'hui particulièrement exposés. Il est donc important de pouvoir maintenir l'attractivité du Lac au Duc et de soutenir les activités nautiques, la baignade et la pêche avec les emplois qui y sont rattachés. Cependant, la pratique d'une quelconque activité sur le Lac au Duc est dépendante de l'état de la masse d'eau. C'est pour cela que le risque sanitaire lié à la présence de cyanobactéries doit être maîtrisé. Une éventuelle limitation dans l'espace ou dans le temps de ces activités afin de concilier le calendrier avec les périodes de blooms de cyanobactéries serait peut-être à envisager.

L'étude de Barroin (1999) propose un tableau de compatibilité des usages sur un plan d'eau (cf. figure 38). On observe que les activités du Lac au Duc ne sont pas forcément toutes compatibles avec l'alimentation en eau potable (AEP). En effet, la voile est un loisir qui n'engendre pas de désagrément majeur ; elle pourra donc être facilement maintenue sur le plan d'eau. Par contre, la pêche (certaines pratiques d'amorce pouvant être source de dégradation de la qualité des eaux), le ski nautique (source potentielle de pollution par les hydrocarbures notamment) et la baignade sont décrits comme moyennement compatibles avec l'AEP (Barroin, 1999).

Esthétique	Pêche	Voile	Ski nautique Motonautisme	Plongée	Baignade	Hydroélectricité	Régulation des débits	Irrigation	AEP	Lagunage	
											Esthétique
											Pêche
											Voile
											Ski nautique Motonautisme
											Plongée
											Baignade
											Hydroélectricité
											Régulation des débits
											Irrigation
											AEP
											Lagunage

	Moyennement incompatible
	Totalement incompatible

Figure 38 : Compatibilité entre les principaux usages potentiels sur un plan d'eau (Barroin, 1999)

5.1.4 Proposition de hiérarchisation des types d'actions

- Scénario 1 : **le tout préventif**

Description du scénario : le premier scénario propose de mettre en œuvre uniquement des solutions préventives pour limiter voire éradiquer les proliférations de cyanobactéries de façon pérenne. Il se focalise sur la réduction du phosphore en provenance du bassin versant. Il cherche à diminuer le risque de transfert du phosphore en agissant simultanément à la source et sur les facteurs de transfert et de connexion au réseau hydrographique.

Intérêts : Le scénario « tout préventif » cible directement la source principale du problème. Ainsi, il garantit une potentielle réussite sur le long terme. Il vise une diminution significative et définitive des proliférations de cyanobactéries, et contribue plus globalement à une amélioration pérenne de la qualité des eaux.

Limites : le scénario demande un apport financier conséquent, une forte implication de la part de tous les acteurs ainsi qu'une durée importante de réalisation des mesures. L'efficacité de ce scénario réside dans la rapidité d'adhésion de chacun aux différents programmes d'actions portés par le GBO ainsi que leur continuité dans le temps. De plus, le temps de réaction du bassin versant sera long. Donc, il faudra de nombreuses années (de l'ordre d'une dizaine d'années) avant d'observer un changement significatif de l'état écologique de la masse d'eau (état trophique). Par ailleurs, la charge interne au plan d'eau sera toujours présente et elle continuera à alimenter les cyanobactéries en phosphore.

- Scénario 2 : **le tout curatif**

Description du scénario : le scénario « tout curatif » est basé sur la mise en place d'actions visant à maîtriser, dans le Lac au Duc, les concentrations en phosphore de la colonne d'eau et des sédiments ou de perturber le développement des cyanobactéries.

Intérêts : ce scénario permet d'agir rapidement sur le plan d'eau tant au niveau de la préparation, de la mise en œuvre qu'au niveau de l'observation d'une éventuelle efficacité. Le temps de réaction du milieu serait court. Dans le cas où un changement s'opérerait sur la composition du phytoplancton, les résultats s'avèreraient valables à court terme. Les actions curatives demandent peu d'implication de la part des acteurs du bassin versant.

Limites : Les solutions curatives nécessitent d'être régulièrement reconduites, et ne sont pas efficaces à long terme voire à moyen terme. En effet, l'apport non négligeable de phosphore en provenance du bassin versant fournit le plan d'eau en nutriments alimentant ainsi les algues. Ces actions n'agissent pas à la source et contribuent seulement, pour certaines d'entre elles, à une diminution de la charge interne en phosphore. Les coûts de mise en œuvre peuvent être exorbitants et atteindre des dizaines de millions d'euros car le Lac au Duc s'étend sur près de 250 ha. Par ailleurs, les traitements sont limités par l'enjeu « eau potable » et la réglementation « loi sur l'eau ». Ils ne doivent pas aller à l'encontre de la Directive Cadre sur l'eau de 2000²². Beaucoup demandent la mise en place de dossiers réglementaires avec autorisation ou déclaration.

²² Circulaire DCE n°2005-12 du 28/07/05 qui définit le "bon état écologique" pour les eaux douces de surface

Un arbre des décisions a été actualisé à partir de celui disponible dans l'ouvrage de Barroin (1999). Il permet de faciliter le choix de la solution curative adaptée aux spécificités du plan d'eau (cf. figure 39).

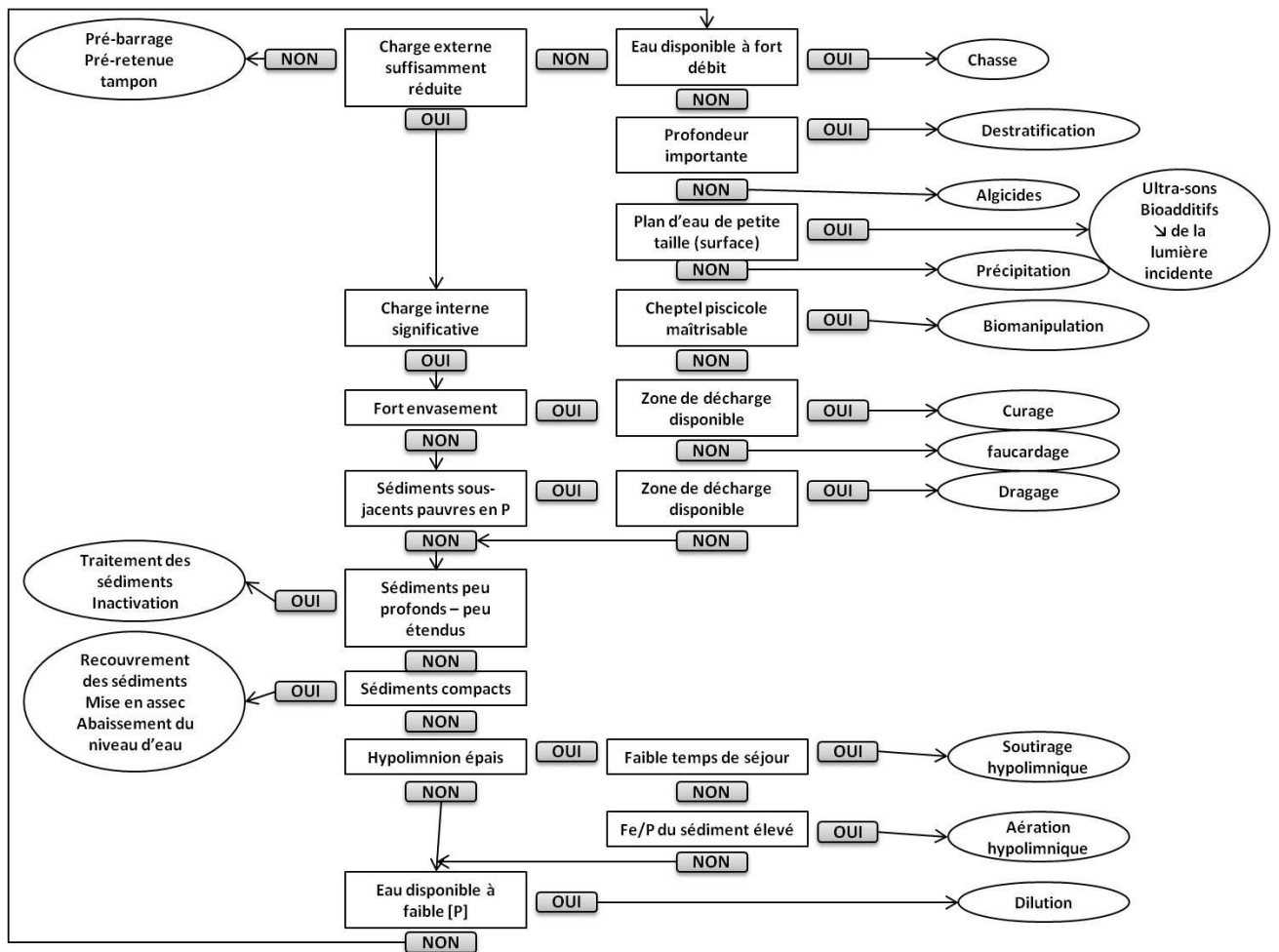


Figure 39 : Arbre de décision pour le choix d'une méthode curative adaptée aux spécificités du plan d'eau (d'après Barroin, 1999).

- Scénario 3 : la combinaison du préventif et du curatif

Description du scénario : Le scénario 3 propose de consolider les actions préventives et de mettre en œuvre des mesures curatives ciblées (en parallèle ou dans un second temps suivant les actions). En effet, il suggère une hiérarchisation des actions en commençant par renforcer ou compléter les mesures préventives déjà mises en place sur le bassin versant afin de réduire la charge externe en phosphore de façon pérenne. En complément, il propose de mettre en place des actions curatives adaptées pour assurer le maintien des usages à plus court terme.

Intérêts : La réalisation d'actions à la fois préventives et curatives permet d'agir de manière raisonnée sur la maîtrise des deux sources de phosphore (apports externes et charges internes). Le scénario se base sur des actions préventives déjà engagées et dans lesquelles la plupart des acteurs sont déjà impliqués. Le coût engendré en sera donc moins important. Par ailleurs, c'est un scénario qui s'établit dans le temps.

Limites : Le programme prévu par ce scénario suppose de nombreux travaux, une bonne coordination et une forte implication des acteurs dans le temps. Or, le délai nécessaire pour observer une efficacité est bien supérieur au pas de temps souvent considéré dans les actions publiques. Une des difficultés principales va donc être de continuer d'appliquer les différentes actions dans le temps sans désengagement de la part des acteurs.

Au final, le scénario 3 apparaît particulièrement adapté pour des plans d'eau qui possèdent des charges externe et interne en phosphore non négligeables, ce qui est le cas du Lac au Duc. Nous portons donc notre choix sur le scénario qui combine les actions préventives et curatives.

5.2 Conforter les mesures préventives menées sur le bassin versant Yvel-Hyvet

Les actions préventives proposées sont présentées selon deux objectifs : la diminution du phosphore à la source et la limitation des transferts de celui-ci vers le réseau hydrographique. Elles vont chercher à consolider les programmes déjà existants et à fournir de nouveaux axes de réflexion.

5.2.1 Renforcer les actions pour diminuer le phosphore à la source

- Cas de sources de phosphore d'origine agricole

Plusieurs pistes d'amélioration ou de compléments aux actions en cours sont à envisager pour limiter les sources de phosphore. L'atteinte de l'équilibre de la fertilisation phosphorée peut se perfectionner par la prise en compte par la DDTM, du phosphore biodisponible du sol dans le calcul des seuils préconisés dans l'arrêté préfectoral. La résorption des effluents est très encouragée dans le document de révision du SAGE Vilaine (IAV, 2012). Elle peut se traduire par une exportation en dehors du bassin des effluents bruts ou traités, par un traitement par séparation de phase, compostage ou déshydratation, ou encore par une meilleure alimentation des animaux et notamment des volailles dont les déjections ne sont pas équilibrées en azote et phosphore par rapport aux besoins de la plante. Dans un second temps, il serait nécessaire de communiquer davantage auprès des agriculteurs quant à l'utilisation d'apports minéraux. En effet, même s'il est démontré que certains produits comme le Starter permettent un démarrage de la pousse de la plante plus rapide, il n'est pas prouvé qu'il en améliore le rendement final. C'est pourquoi, les apports minéraux doivent être utilisés au cas par cas, selon la composition du sol de la parcelle et être réduit au maximum comme cela est conseillé dans le Contrat Territorial de Bassin Versant (CTBV). En 2010, 58% des agriculteurs interrogés par le GBO déclarent épandre du Starter (GBO, 2010).

Sur le bassin versant, une source ponctuelle importante est la présence, en très grand nombre, de points d'abreuvement sur l'ensemble du linéaire des cours d'eau. Même si le CTMA propose de reconstituer quelques berges, il ne suffira pas à réduire significativement le nombre de ces points d'abreuvement. Pour cela, l'effort doit porter sur une sensibilisation au sujet des impacts de ces pratiques. Ensuite, il est nécessaire de présenter aux agriculteurs une alternative par le biais, par exemple, d'un investissement modéré, et si possible assorti d'une aide financière, dans des pompes à museau.

Il peut être également intéressant de limiter les fuites éventuelles issues des sièges d'exploitations. Cependant, le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) avait prévu la mise aux normes de l'ensemble des exploitations du bassin versant. On peut alors supposer que les fuites issues des sièges d'exploitation sont négligeables.

- Cas de sources de phosphore d'origine domestique

La mise aux normes des installations autonomes ne permet que rarement d'abattre davantage le phosphore mais il est important d'éviter au maximum les rejets directs au cours d'eau.

Les SPANC encouragent dans certaines conditions le passage d'un système individuel à un assainissement collectif ou semi-collectif. Par ailleurs, le montant des amendes prévues pour les propriétaires d'installations autonomes non conformes n'est pas très dissuasif. C'est pourquoi, il peut être intéressant d'envisager un accompagnement technique et financier pour favoriser les réhabilitations des systèmes non conformes d'assainissement non collectif en commençant par les points noirs (M^{me} Thavaud et M^{me} Guichard, comm. pers.).

Par ailleurs, les réseaux d'eaux pluviales et d'eaux usées n'étant pas toujours distincts surtout chez les particuliers, les communes pourraient dans un second temps, programmer des visites afin de vérifier les connectivités de ces réseaux (M^{me} Thavaud, comm. pers.).

- Limiter les émissions de phosphore à partir de sources accidentelles à proximité du Lac au Duc

La réussite de cet objectif passe par une communication forte sur le respect des règles décrites dans le cadre de la protection de la prise d'eau (cf. annexe 16), par la recommandation de réduire voir d'interdire l'utilisation d'appâts artificiels pour la pêche à la carpe...

5.2.2 Renforcer les actions pour diminuer le risque de transfert de phosphore

5.2.2.1 Compléter les actions sur le bocage

La replantation de haies et de talus ainsi que leur protection limitent le ruissellement de l'eau et l'érosion du sol. Pour cela, des programmes de reconstitution du bocage (politique départementale puis le programme Breizh Bocage) ont permis de limiter la régression du maillage bocager sur le bassin versant depuis une vingtaine d'années. Breizh Bocage s'arrête en 2013 et les derniers travaux prévus par le GBO ne sont pas nombreux. Le GBO recense 305 projets mis en place par le programme Breizh Bocage et près de 40 km de linéaire plantés et regarnis. Il faudra attendre un éventuel programme Breizh Bocage 2 en espérant que la volonté des agriculteurs d'adhérer au programme soit plus importante. Il conviendrait de viser au maximum une prise en compte des fonctions anti-érosives et hydrochimiques des haies et talus reconstitués, et une hiérarchisation

spatiale des priorités d'intervention. Afin de conforter les résultats de cette action, un renforcement des moyens humains dédiés à son animation et sa coordination pourrait être envisagé. En outre, il serait utile que les communes participent davantage à la protection du bocage existant en inscrivant certaines haies particulièrement antiérosives dans leur document d'urbanisme (PLU) au titre des espaces boisés classés (article L 123-1-5 7° du Code de l'Urbanisme) ou de la loi paysage (loi n° 93-24 du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages). Le SAGE Vilaine révisé devrait prendre en compte cette proposition.

5.2.2.2 Optimiser les actions sur les cours d'eau et les zones humides

La conservation et l'aménagement de zones humides et de ripisylves permettent de limiter les apports de phosphore dans le cours d'eau. Cet objectif est traduit dans les contrats CTBV et CTMA mis en place sur le bassin versant. Les bandes enherbées considérées comme zone tampon sont normalement présentes le long des cours d'eau BCAE sur une largeur de 5 m. Cependant, les cours d'eau BCAE sembleraient ne représenter que 70% du linéaire total de cours d'eau du bassin (M^{me} Guichard, comm. pers.). Il faudrait reprendre les inventaires "cours d'eau" réalisés par les communes pour qu'ils soient validés comme BCAE par arrêté préfectoral. Cette procédure risque, par contre, de prendre un certain temps. De plus, la largeur fixée des bandes enherbées n'est pas toujours suffisante pour jouer un rôle tampon. Le renforcement de la sensibilisation des agriculteurs sur la nécessité de mettre en place des bandes enherbées adaptées à la topographie de la parcelle peut être un outil pour permettre la diminution des transferts de phosphore. Pour que la zone tampon ne constitue pas dans le futur une source de phosphore, il faudra alors prévoir un entretien régulier pour exporter le phosphore contenu dans les végétaux.

5.2.2.3 Prolonger la sensibilisation sur les bonnes pratiques agricoles

Certaines pratiques culturales favorisent la fixation des particules au sol et limitent le ruissellement. C'est pour cela qu'il est important de renforcer les "bonnes" pratiques par le biais de discussions et de démonstrations comme le permet le CTBV. Plusieurs conseils peuvent être donnés aux agriculteurs sur leur choix des cultures (couverture de sols hivernale, Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates) (Fourrié *et al*, 2011). Le travail du sol est un procédé sur lequel des efforts peuvent être réalisés. Par exemple, le labour effectué perpendiculairement à la pente est un atout pour limiter le ruissellement. L'utilisation du drainage est très controversée : sur des sols drainés, le phosphore est plus facilement fixé au sol mais l'apport d'eau chargé en phosphore est accéléré (Préfecture de Bretagne, 2005).

5.2.2.4 Autres actions complémentaires

L'urbanisation s'accélère chaque année. Pour y faire face, les communes imperméabilisent le milieu et favorise alors le ruissellement de l'eau amenant avec lui les pollutions urbaines. Par conséquent, des efforts peuvent être réalisés par les municipalités en limitant l'imperméabilisation du milieu. Elles doivent également assurer le curage régulier des fossés sans accentuer les creusements.

La figure 40 schématise l'ensemble des suggestions apportées dans ce paragraphe.

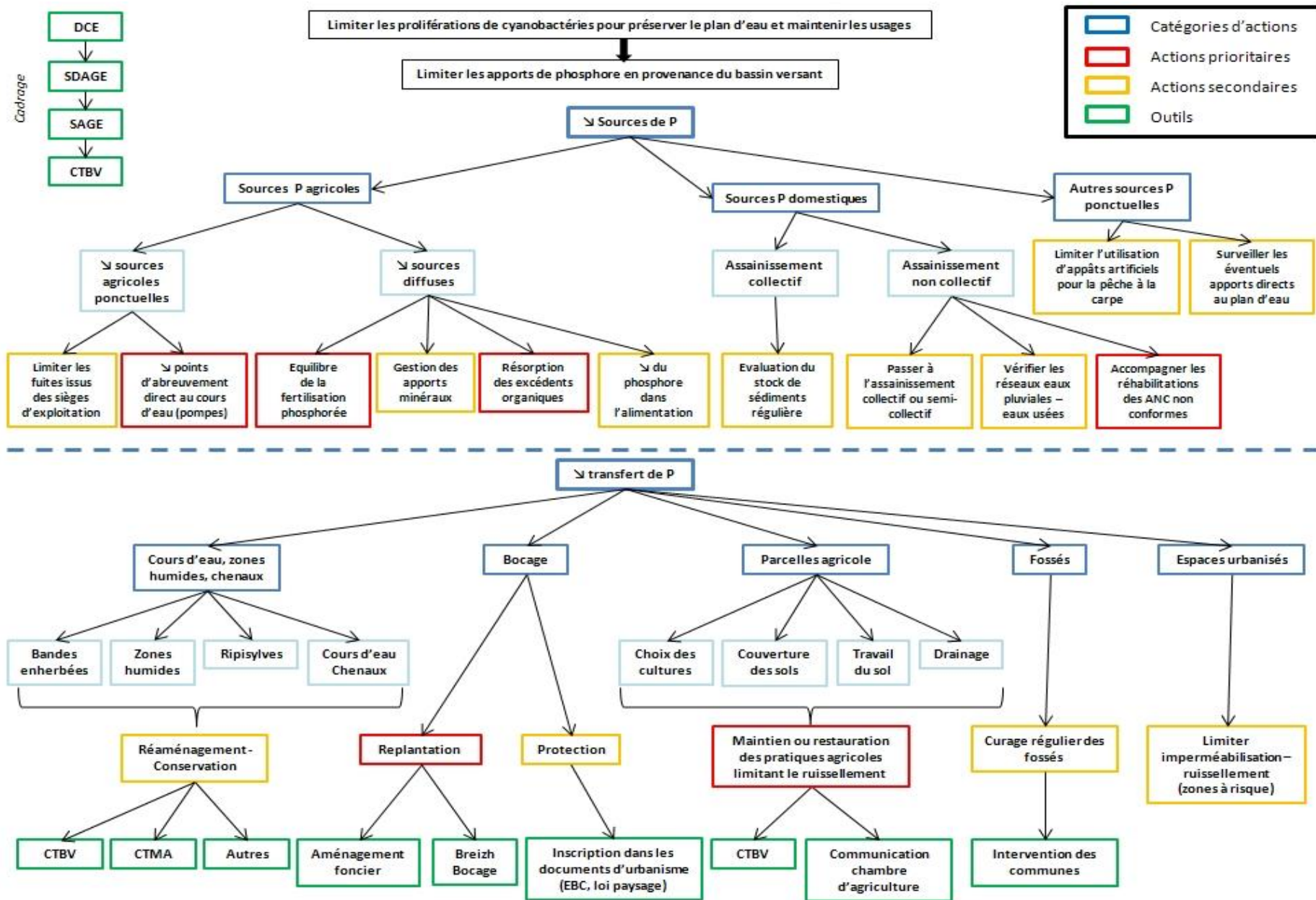


Figure 40 : Propositions d'actions préventives à conforter ou à mettre en œuvre sur le bassin versant Yvel-Hyvet

5.2.3 Définir et appliquer une hiérarchisation spatiale des actions préventives

La figure 40 propose une synthèse des actions préventives à conforter. Certaines de ces actions sont considérées comme prioritaires en raison de leur efficacité potentielle et/ou de la faisabilité.

En outre, il serait utile de cibler les actions par zones prioritaires. Dans un premier temps, les espaces prioritaires sont situés à proximité directe du plan d'eau. En effet, le phosphore se fixe rapidement dans le milieu. De ce fait, le phosphore qui se déverse dans le Lac au Duc est principalement celui qui est produit sur des terres qui se trouvent à courtes distances. Dans un second temps, l'estimation des flux de phosphore par sous-bassins versant permettrait de mettre en exergue les plus contributifs. Le GBO réalise des prélèvements sur plusieurs points du bassin versant afin d'alimenter l'arbre des flux présenté en annexe 12a. La carte, en annexe 12b, localise chaque point de mesure. Le code couleur appliqué à l'arbre identifie les sous-bassins qui participent en forte proportion à alimenter le flux de phosphore global. On remarque alors que le tronçon YV2 (c'est-à-dire la partie en amont du point YV2 qui n'a pas été pris en compte par les autres points de prélèvements) ainsi que le sous-bassin versant du cours d'eau du Miny sont très contributifs au flux total.

On peut alors proposer d'agir en priorité sur les abords de l'étang, le bassin « Vallée de l'Yvel » et celui du « Miny-Vieux Prés » décrits sur la carte des sous-bassins versants en annexe 3. Peut-être serait-il intéressant de comparer plus précisément les flux de P en provenance des sous-bassins versant lors de la période avril-juin qui correspond au démarrage des développements de cyanobactéries.

Cependant, la hiérarchisation spatiale nécessiterait d'être déclinée selon les actions considérées. Elle devrait prendre en compte plusieurs critères qui faudrait alors pondérer selon les mesures. Le tableau 52 propose une première liste des critères avec leur pondération associée.

Tableau 52 : Proposition de critères à prendre en compte pour l'évaluation des zones prioritaires

Critères	Proposition de poids attribué
Flux de P en sortie de sous-bassin versant	+++
Proximité du plan d'eau	+++
Densité bocagère	++
Zones humides (%)	++
Risque d'érosion	++
Topographie (pente supérieure à 5%)	++
Part du linéaire de cours d'eau recalibré	++
Importance des points d'abreuvement au cours d'eau	++
Teneurs P des sols	+

L'étape suivante correspond à l'identification des sources de phosphore sur ces zones prioritaires d'actions. Elle permettrait de prévoir au mieux des actions adaptées et ciblées au contexte du sous-bassin. Par exemple, il serait utile de connaître le réel pourcentage de berges dégradées juste en amont du Lac au Duc avant d'envisager leur restauration. Cette dernière aura lieu si et seulement si ce tronçon contient de nombreux points d'abreuvement. Les impacts des installations autonomes non conformes ou d'une densité bocagère faible devraient être estimés par sous-bassin afin d'évaluer l'action qui conviendrait le mieux au contexte.

5.3 Mettre en œuvre des mesures curatives adaptées au Lac au Duc

Ce paragraphe consiste à mettre en exergue les actions curatives qui semblent, au regard du diagnostic et des retours d'expériences analysés, les plus adaptées au cas du Lac au Duc. En cas de mise en œuvre envisagée, chacune d'entre elle nécessiterait une expertise complémentaire afin d'en préciser les conditions et modalités.

5.3.1 Actions curatives et spécificités du plan d'eau

Les actions déjà menées sur le Lac au Duc (sulfate de cuivre, aération) n'ont pas permis de limiter les proliférations algales. Le tableau 53 ci-dessous compare les critères d'efficacité des actions curatives mises en œuvre sur d'autres plans d'eau eutrophisés avec les spécificités du Lac au Duc et de son bassin versant.

Tableau 53 : Comparaison des critères d'efficacité des traitements curatifs avec les spécificités du Lac au Duc et de son bassin versant (d'après Barroin, 1999 ; Baudot, sd et chapitre 3).

Actions curatives	Conditions favorisant une efficacité réelle	Cas du Lac au Duc	
		Oui	Non
Soutirage hypolimnique	Hypolimnion volumineux et stratification intense		///
	Charge externe réduite		///
Dilution/chasse	Système de vidange (vannes)	///	
	Point d'apport en eau en amont (de meilleure qualité)		///
Mise en assec	Système de vidange (vannes)	///	
	Présence de batardeaux		
Abaissement permanent du niveau d'eau	Système de vidange (vannes)	///	
	Présence de batardeaux		
Pré-barrage	Au minimum 1 m de profondeur	///	
Curage - Dragage	Faible profondeur d'eau	///	
	Envasement		
	Charge interne >> charge externe		///
Destratification	Lac profond (5-15 m à cause du coût)		///
	Lac avec stratification peu prononcée		///
	Temps de séjour < 15 jours en été		///
Recouvrement des sédiments	Petites surfaces		///
	Faible apport de sédiments en amont		///
Contournement du plan d'eau	Discontinuité écologique du cours d'eau	///	
	Petits plans d'eau		///
Effacement du plan d'eau	Discontinuité écologique du cours d'eau	///	
	Usages peu nombreux et relatifs		///
Aération hypolimnique	Charge externe réduite		///
	hypolimnion stable, volumineux, épais		///
Précipitation/Inactivation Phosphore	Précipitation : importance de la charge externe	///	
	Précipitation : lac petit à moyen et de faible profondeur		///
	Inactivation : charge externe réduite		///
	Inactivation : Lac creux et profond		///
Diminution de la lumière incidente	Couverture si absence d'activités nautiques et de pêche		///
	Encres si absence d'usine AEP		///
	Encres : plans d'eau avec profondeur moyenne > 1 m	///	
Ultra-sons	Petites surfaces		///
Algicides	Plan d'eau peu profond (< 1 m)		///
Bioadditifs	Taille petite à moyenne		///
	Accumulation de sédiments dont le taux de MO > 20%		///
Biomaniipulations	Fertilisation azote : carence en azote		///
	Empoisonnement : charge externe <0,69 g P/m ² /an	///	
	Connaissance du peuplement piscicole		///
	Macrophytes : plan d'eau peu profond		///
	Concentrations en P < 0,15 mg/l		///
Pré-retenue tampon	Apport externe conséquent	///	

Le choix des actions curatives à recommander doit se faire en fonction de l'adéquation entre le traitement considéré et les spécificités du Lac au Duc (hydromorphologie et usages).

Ainsi, le plan d'eau possède une charge externe en phosphore encore importante aujourd'hui et pour les quelques années à venir. Cela rend inadaptées certaines actions : soutirage hypolimnique, aération hypolimnique, curage et dragage. De plus, les procédés de déstratification et de soutirage hypolimnique présentent un intérêt en présence d'une stratification importante ce qui n'est pas le cas du Lac au Duc.

Les masses d'eau en amont sont de qualité égale à celle de l'Yvel. Il serait alors difficile de mettre en place un système de dilution à l'aide d'une eau de bonne qualité.

La présence d'espèces végétales amphibies protégées qui se développent sur de la vase exondée ainsi que les activités d'alimentation en eau potable conditionnent la période de travaux et le choix du niveau d'eau avant de mettre en place un éventuel abaissement permanent du niveau d'eau ou une mise en assec. De plus, le système de vannes sur le barrage est suffisamment profond pour permettre de vider la quasi-totalité du plan d'eau mais sur une longue période contraignant alors le calendrier d'actions.

De plus, l'enjeu prioritaire d'assurer l'alimentation en eau potable limite la mise en place de traitements tels que la diminution de la lumière incidente à l'aide d'une encre spéciale à déverser dans l'eau, l'utilisation d'algicides susceptibles de provoquer le relargage de cyanotoxines ou encore la suppression total du plan d'eau.

L'utilisation d'agents réactifs de type bioadditifs, algicides... ou d'ultra-sons convient uniquement pour des traitements sur de petites surfaces pour une action rapide. Dans ce cas, il est possible de considérer un éventuel traitement à base de bioadditifs sur une partie du Lac au Duc, par exemple le secteur de baignade autorisée.

La mise en place d'une pré-retenue tampon reste envisageable puisque la queue de la retenue est déjà en zone humide et aménagée de peignes.

Par ailleurs, la population piscicole est bien connue des associations locales et de la fédération de pêche. Les critères d'efficacité pourraient être réunis dans le cas du Lac au Duc pour un traitement par lutte biologique à partir d'un empoissonnement adapté. L'introduction d'azote n'est pas appropriée ici car la retenue sert d'eau potable et les situations de carence en azote dans l'étang sont rares. Par contre, l'introduction de macrophytes peut convenir sur des zones de faibles profondeurs en prenant garde à ne pas gêner les différents usages.

5.3.2 Propositions d'actions curatives à mettre en œuvre en complément des mesures préventives

Les actions curatives proposées vont chercher à limiter les apports de phosphore qui arrivent dans le Lac au Duc ainsi qu'à perturber les conditions de développement des cyanobactéries, tout en respectant la hiérarchisation des priorités définis au paragraphe 5.1.3.

5.3.2.1 Aménager la queue de retenue pour assurer un rôle tampon

La mise en place d'une pré-retention tampon (cf. paragraphe 4.4.3) jouerait un rôle préventif en limitant les apports de phosphore en provenance du bassin versant qui ne sont pas encore maîtrisés. Cette action serait d'ores et déjà facilitée par la présence d'une vaste zone humide entretenue (ENS) en queue de retenue. Cet espace est aménagé de peignes. Pour le rendre fonctionnel, les fossés devront être curés et il pourrait être envisagé de construire une lagune de rétention en amont qui permettrait ainsi de faire sédimenter les matières en suspension (cf. figure 41). Pour une efficacité sur le long terme, un entretien régulier par curage de la lagune et des peignes et par faucardage des végétaux fixateurs de phosphore devra être réalisé. Dans le cas contraire, on pourrait supposer que les sédiments seront remis en suspension et amenés dans le Lac au Duc et que les végétaux, par leur décomposition, deviendront une source de phosphore.

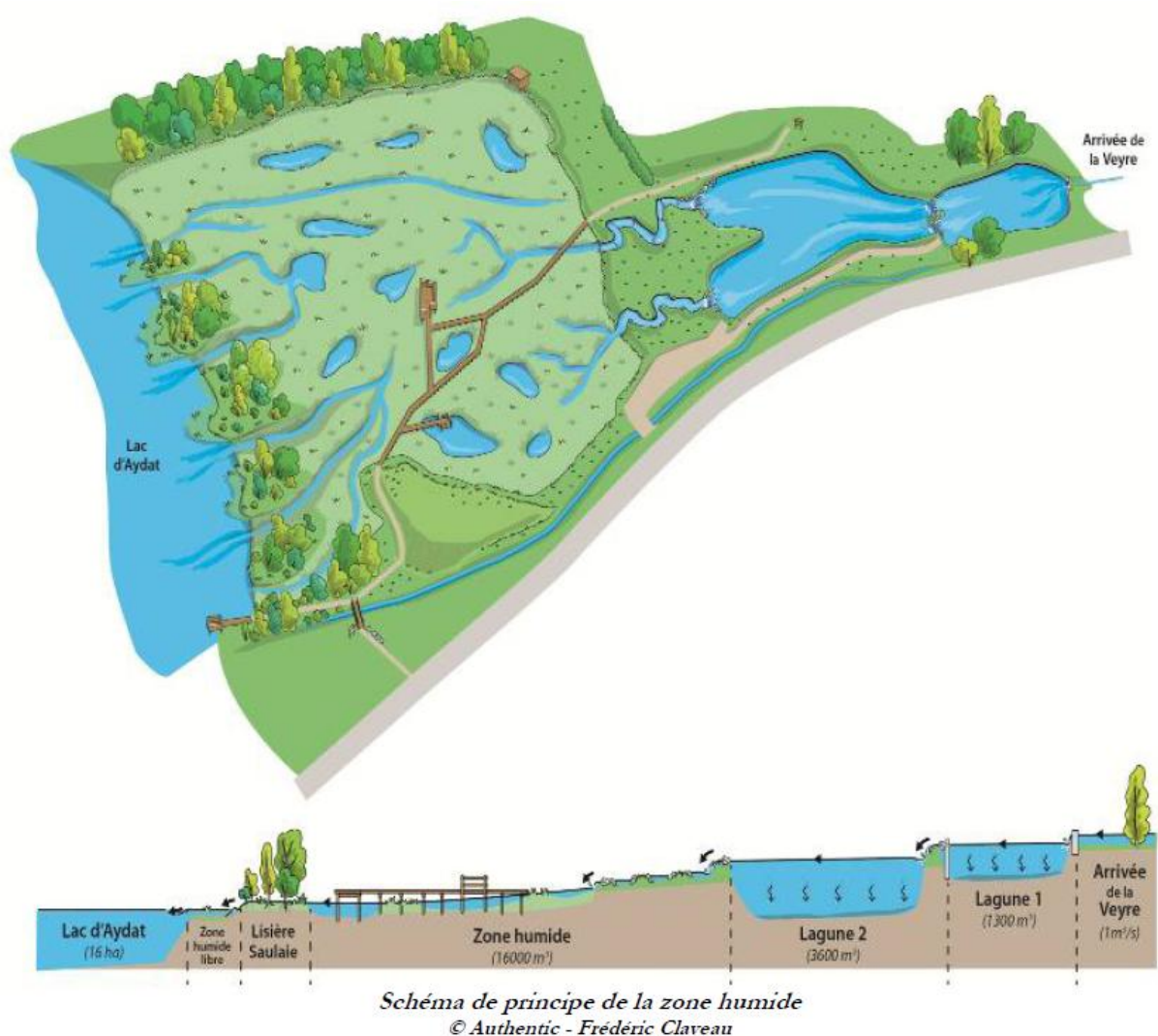


Figure 41 : Mise en place d'une zone humide aménagée en amont du Lac d'Aydat (cf. annexe 18).

5.3.2.2 Pratiquer une mise en assec partielle

La mise en assec de la zone amont (cf. paragraphe 4.1.3) durant quelques mois apparaît comme une solution adaptée pour le Lac au Duc, mais dont l'efficacité reste malgré tout délicate à estimer. Cette action vise à la fois la limitation du relargage en phosphore par les sédiments, la minéralisation de la matière organique de la vase ainsi que la perturbation d'une zone d'incubation privilégiée des cyanobactéries. En effet, l'étude de Pitois (2007) suppose une zone amont moins chargée en sédiments mais avec un relargage de phosphore plus intense. Cet espace serait également adapté au « réveil » des cyanobactéries benthiques et à leur prolifération. Plusieurs études plus précises (sédiments, surveillance des cyanobactéries dans cette zone...) devront être mises en place avant la réalisation de cette action curative.

La difficulté majeure serait de maintenir le niveau d'eau suffisamment bas pour exonder la zone amont sans perturber grandement l'alimentation en eau potable.

5.3.2.3 Favoriser l'amélioration de l'état trophique du plan d'eau par de la lutte biologique

Le traitement par biomanipulation (cf. paragraphe 4.4.2) pourrait compléter ces deux premières actions afin de maintenir un équilibre trophique. Le Lac au Duc est suivi régulièrement par l'association et la fédération de pêche. Ces derniers peuvent envisager la diminution du nombre d'individus de certaines espèces comme les carpes et/ou l'introduction d'animaux phytoplanctonophages ou de brochetons (Aquascop, 2010).

Une introduction de macrophytes pourrait également se réaliser à des emplacements qui soient non gênants pour les usages et où se trouvent des pépinières de cyanobactéries afin d'y créer une compétition pour le phosphore. Par exemple, les espèces comme *Phalaris arundinacea* et *Juncus effusus*, communément appelées respectivement la « Baldingère faux-roseau » et le « Jonc épars », ont une bonne capacité à accumuler le phosphore et à résister à la pollution (De Nardi *et al*, 2010). Les saules présents en bordure de l'étang sont à maintenir voir à favoriser car ils peuvent émettre des substances allélopathiques qui vont engendrer une acidification du milieu et retarderait le développement des cyanobactéries (M. Brient, comm. pers.).

5.3.2.4 Utiliser des bioadditifs ponctuellement et à court terme pour permettre les usages

Certaines actions, efficaces à court terme, pourraient être employées uniquement sur la zone de baignade en cas de besoin. Afin d'assurer une meilleure efficacité des traitements, il est possible de favoriser le cloisonnement de la zone traitée à l'aide d'une barrière flottante. Ces traitements pourraient avoir lieu jusqu'à ce que l'efficacité des mesures préventives et curatives précédentes soit significative. Dans l'état actuel des connaissances, ils pourraient se faire sous forme de bioadditifs de type sels (carbonate de calcium par exemple) de préférence à l'utilisation de bactéries ou d'ultrasons dont l'efficacité et l'innocuité sont encore insuffisamment documentées. L'emploi de ce dernier demande par exemple plus de précision dans sa mise en œuvre sous risque de libération de toxines (cf. paragraphe 4.3.4).

5.3.2.5 A terme, envisager un curage des sédiments

Enfin, une fois que les flux de phosphore en provenance du bassin versant seront réduits significativement, le dragage des sédiments pour réduire la charge interne en phosphore pourrait être envisagé à plus long terme. En effet, la plupart des retours d'expérience d'actions curatives évoquent que leurs échecs sont liés au manque d'opérations effectuées au préalable sur le bassin versant pour réduire la charge externe en phosphore ainsi qu'à des données insuffisantes sur les sédiments (cf. paragraphe 4.2.1).

5.3.3 Conditions de mises en œuvre des mesures curatives proposées

Les actions curatives préconisées demandent de bonnes connaissances sur le fonctionnement de l'écosystème, sont associées à des contraintes réglementaires et doivent être réalisées et gérées de façon adaptée.

Ces actions nécessitent des études préalables approfondies à propos des choix des réactifs, des espèces, des périodes et des secteurs de mise en place... L'ensemble des critères à prendre en compte avant d'appliquer les traitements curatifs choisis sont recensés dans le tableau 54.

La plupart de ces actions demandent un entretien régulier post-opération. Le faucardage des végétaux terrestres et aquatiques permet en particulier d'exporter le phosphore stocké dans l'organisme. Le curage des sédiments accumulés a pour objectif d'extraire le phosphore particulaire accumulé dans les lagunes ou peignes des différents aménagements proposés.

Une étape de suivi et d'évaluation formalisée est nécessaire après les opérations curatives. Elle pourrait associer le cas échéant des partenaires scientifiques pour mesurer l'efficacité des actions entreprises, évaluer les éventuels effets non-intentionnels ainsi que valoriser les résultats obtenus afin d'établir un diagnostic complet. Ainsi, d'autres plans d'eau pourraient bénéficier des expérimentations du Lac au Duc.

La question de la maîtrise d'ouvrage devra nécessiter une réflexion au préalable.

Les financements pourraient être partagés, suivant les actions, entre l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, le Conseil général, le Conseil régional, le Syndicat Mixte du Grand Bassin de l'Oust, Eau du Morbihan, le syndicat d'eau local (SIAEP), la Communauté de Communes de Ploërmel... La mise en place de la zone tampon et de l'assec ainsi que l'introduction de macrophytes peuvent faire intervenir des maîtres d'œuvres privés. La fédération de pêche du Morbihan pourrait prendre en charge la biomanipulation de l'ichtyofaune. L'épandage de bioadditifs se localise au niveau de la zone de baignade et pourrait donc être pratiqué par les services de la commune de Taupont ou de la Communauté de Communes.

Tableau 54 : Informations à connaître et prendre en compte avant la mise en place des actions curatives proposées (Barroin, 1999 ; Aquascop, 2010 et l'annexe 18)

	Etude préalable	Contraintes	Localisation/Terme/Période	Coût moyen
Mise en assec partielle	<ul style="list-style-type: none"> - Etude d'impact perturbation du milieu, dossier loi sur l'eau - Délimitation de la zone à exonder - Calcul du niveau d'eau à atteindre (baisse ≈ 2m) - Dossier règlementaire : soumis à déclaration - Prévoir un suivi floristique et des sédiments 	<ul style="list-style-type: none"> - Si le volume d'eau restant n'est pas suffisant pour l'AEP, pompage du volume manquant à l'Herbinaye - Impact paysager (information du public à prévoir) 	Partie amont du plan d'eau Court terme Assec en été/automne Si maintien du niveau d'eau bas difficile, prévoir un nouvelle baisse en juin	Environ 600 000 euros (études et travaux) d'après l'exemple de l'étang de Chatillon-en-Vendelais mais coûts très variables selon les études et travaux à réaliser
Pré-retenue tampon	<ul style="list-style-type: none"> - Dossier loi sur l'eau - Calcul du temps de séjour de l'eau dans la pré-retenu tampon - Bilan des flux de phosphore à l'entrée et à la sortie de la zone humide - Gestion des végétaux pour favoriser le développement d'espèces fixatrices du P - Prévoir le dimensionnement des lagunes - Gestion des sédiments extraits 	Faucardage et curage régulier avec exportation	Zone humide en amont du plan d'eau Court terme Environ un an de travaux d'aménagement	Environ 1 million euros (Etude et travaux) d'après l'exemple du Lac d'Aydat + coût entretien
Introduction/ Elimination de poissons	<ul style="list-style-type: none"> - Description précise de la composition piscicole actuelle du Lac au Duc - Choix des espèces à introduire ou à limiter en fonction de la composition initiale - Prévoir des pêches électriques - Revalorisation des poissons pêchés 	<ul style="list-style-type: none"> - Interactions entre espèces - Surveillance de l'évolution du réseau trophique et réajustement régulier par la fédération de pêche 	Ensemble du plan d'eau Court terme Pêche à prévoir lors de l'assec préalable (zone de travail restreinte) Rempoissonnement après l'assec	Coût étude préalable Coût d'introduction d'espèces relativement faible Coût de réduction du nombre de poissons d'une espèce plus important (Barroin, 1999)
Introduction de macrophytes	<ul style="list-style-type: none"> - Choix de la localisation d'implantation (proche des zones de développement des cyanobactéries) comme l'anse identifiée lors de la prospection terrain (cf. annexe 10) - Détermination de la surface à planter pour espérer un effet significatif - Choix des espèces à introduire 	Prévoir un faucardage régulier afin de récupérer le phosphore stocké dans les macrophytes	Certaines anses Court terme	Coût supposé relativement faible + coût entretien
Bioadditifs	<ul style="list-style-type: none"> - Choix du réactif - Evaluation de la qualité de l'eau avant dosage - Détermination du dosage, de la période d'épandage, de la surface à épandre et de la fréquence d'épandage 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessité d'un bateau épandeur - Fonction des conditions météorologiques et hydrologiques (temps calme, température >15°C et pas de pluie prévue pour les jours qui suivent l'épandage) 	Site baignade Court terme A réitérer plusieurs années de suite, avant et pendant l'apparition de blooms algaux	Fonction du produit et de la surface traitée : compris entre 1000 et 5000 euros par hectare (Aquascop, 2010)
Dragage/ Curage	<ul style="list-style-type: none"> - Dossier loi sur l'eau - Evaluation de la surface et du volume de sédiments à extraire Prévoir une concentration contractuelle de matière en suspension maximale à respecter - Gestion des sédiments extraits 	<ul style="list-style-type: none"> - Zone de dépôt et de traitement des matériaux avant leur enlèvement - Nécessité d'un matériel lourd - Limitation de l'utilisation du plan d'eau pendant le curage 	Ensemble du plan d'eau Moyen terme	20 millions d'euros en 2004 pour le dragage de la quasi-totalité du volume de sédiments présents du Lac au Duc (Saunier Techna, 2004)

5.4 Améliorer la gouvernance du Lac au Duc pour développer la connaissance, la surveillance et l'évaluation des actions

5.4.1 Compléter les connaissances et optimiser les suivis opérationnels

Cette partie souligne les points d'informations manquants qui pourraient être palliés pour permettre d'affiner le diagnostic et le suivi scientifique. Les efforts consacrés à compléter les connaissances disponibles permettraient aussi d'assurer l'évaluation des actions mises en œuvre.

5.4.1.1 Préciser le bilan phosphore

Il est absolument indispensable de posséder un bilan phosphore actualisé et plus précis afin d'estimer l'efficacité des mesures curatives et préventives sur la réduction des concentrations en cyanobactéries. Trop d'incertitudes existent sur les flux en provenance de l'assainissement et de l'agriculture. Les mesures en sortie de station d'épuration ne sont pas représentatives des rejets réels de phosphore sur l'année. L'assainissement non collectif n'est en outre pas pris en compte. De plus, des biais sont détectés dans les calculs réalisés à partir de Macroflux, des flux de phosphore entrant dans le Lac au Duc. En effet, les mesures sont prises après un orage et les valeurs sont surestimées. Par ailleurs, dans le bilan phosphore, il faudrait comptabiliser l'apport de phosphore issu de la charge interne des sédiments (cf. paragraphe suivant).

Ainsi, pour préciser le bilan phosphore, plusieurs propositions peuvent être émises :

- Etablir plus précisément le fonctionnement hydraulique du bassin versant,
- Prendre des mesures régulières en sortie de station d'épuration (une fois par mois),
- Mesurer les concentrations de phosphore à l'entrée, à la sortie et dans le plan d'eau de manière régulière (au moins deux fois par mois, un par temps sec et un par temps pluvieux, voire plus si les moyens disponibles le permettent),
- Estimer le flux réel en sortie d'installation ANC,
- Surveiller les flux en provenance des nombreux petits plans d'eau (dont les retenues collinaires) situés sur le bassin versant, particulièrement ceux proches du Lac au Duc et établir les précautions à prendre pour leur gestion. En effet, ils sont susceptibles d'être des sources de phosphore ou de cyanobactéries potentielles.
- Utiliser Territ'eau pour réaliser un diagnostic phosphore,
- Calculer le temps de réaction du bassin versant avant d'observer une diminution du phosphore dans les eaux significatives.

Le bilan phosphore pourrait également être utilement décliné par sous-bassin versant afin d'identifier les plus contributifs.

5.4.1.2 Caractériser les sédiments en place et suivre la sédimentation

La charge interne des sédiments a été estimée en 2002 pour la dernière fois et selon un protocole qui n'est pas connu dans le détail. On peut supposer une augmentation de la quantité de phosphore stockée dans les sédiments depuis une dizaine d'années. Par ailleurs, le volume de sédiments présent est incertain (cf. paragraphe 3.2.3). En outre, les prélèvements et mesures effectués dans le cadre de notre étude suggèrent que certains secteurs semblent peu envasés. Pour toutes ces raisons, il apparaît impératif d'entreprendre une étude bathymétrique (à l'aide d'un sonar) et sédimentologique précise, pour connaître et cartographier le volume et les caractéristiques des sédiments et préciser le stock de phosphore actuel.

Une bonne évaluation de la qualité actuelle des sédiments permettrait également de savoir s'il est toujours possible de valoriser les boues éventuellement draguées à moyen terme par des épandages agricoles. De plus, la pause d'un sédimentomètre permettrait d'estimer le temps de sédimentation du Lac au Duc. Ainsi, il sera possible d'estimer les volumes de sédiments accumulés par année pour des traitements curatifs à venir.

Par ailleurs, la connaissance de zones de relargage de phosphore plus intense, permettrait de cibler des actions curatives et de comprendre la dynamique de proliférations de cyanobactéries. En effet, un flux important de phosphore en provenance des sédiments dans la partie "queue de retenue" justifierait la "montée" des cyanobactéries et leur prolifération. On peut également supposer que la hauteur d'eau plus grande au niveau du barrage crée une zone d'anoxie qui favorise le relargage de phosphore expliquant ainsi le maintien de fortes concentrations d'algues bleues sur une période de 3-4 mois.

5.4.1.3 Optimiser le suivi de l'évolution des proliférations de cyanobactéries

L'ARS et la SAUR réalisent des comptages cellulaires de cyanobactéries et des mesures de concentrations en cyanotoxines pour évaluer le risque sanitaire. Il serait judicieux de mieux coordonner ces deux suivis et d'appliquer un protocole commun pour ainsi établir un suivi scientifique. Il pourrait aussi être envisagé d'utiliser de façon complémentaire les comptages et dosages de toxines réguliers d'une part, et des mesures à la sonde fluorescente à phycocyanine, qui pourraient permettre de disposer d'estimations plus rapides, à fréquence plus élevée et en divers points du plan d'eau. L'utilisation de cette sonde pourrait permettre de détecter des stades plus jeunes des cyanobactéries à l'origine peut-être de blooms. Elle permettrait également de tenir compte de l'hétérogénéité de leur répartition spatiale lors d'une prolifération (Jarron, 2007 ; Brient *et al*, 2008). Une deuxième amélioration pourrait consister à réaliser des mesures de concentration en phosphore du plan d'eau en même temps que les prélèvements à destination des suivis de densité en cyanobactéries, ce qui permettrait ainsi d'explorer et peut-être de mieux comprendre la dynamique de prolifération et la variabilité des pics de concentrations.

Par ailleurs, l'analyse de 11 cyanotoxines réalisée par l'ARS depuis 2010 pour l'évaluation du risque sanitaire dans le Morbihan sera poursuivie, avec quelques ajustements en fonction de l'évolution des connaissances.

5.4.2 Elaborer le profil des eaux de baignade

D'après l'article L 1332-3 du Code de la Santé Publique, les autorités responsables de la baignade doivent définir la durée de la saison balnéaire, élaborer un profil de l'eau de baignade, établir un programme de surveillance, analyser la qualité de l'eau de baignade et en informer le public. Ce profil doit contenir un recensement et une évaluation des sources possibles de pollution de l'eau de baignade ainsi qu'un programme d'actions visant à prévenir l'exposition des baigneurs aux risques de pollution. Le décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 relatif à la gestion de la qualité des eaux de baignade et des piscines (modifié par le décret n° 2011-1239 du 4 octobre 2011) décrit les obligations des différents responsables quant à la transmission du profil : « La transmission du profil et du document de synthèse par la personne responsable de l'eau de baignade au maire, prévue aux articles D. 1332-21 et D. 1332-22 du code de la santé publique, est applicable au plus tard le 1er décembre 2010 ou, pour les sites recensés après cette date, avant le début de la première saison balnéaire. La transmission de l'ensemble des profils et documents de synthèse par le maire au préfet, prévue à l'article D. 1332-21, est applicable au plus tard le 1er février 2011 ou avant le début de la première saison balnéaire d'ouverture, pour les sites recensés après la saison balnéaire 2010 ».

Ce profil des eaux de baignade est à réaliser pour le Lac au Duc car c'est un plan d'eau très sensible aux risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries. Le profil sera ensuite révisé régulièrement (article D.1332-22 du code de la santé publique).

5.4.3 Organiser la concertation entre acteurs

Plusieurs actions proposées demandent des échanges entre les nombreux acteurs du bassin versant et du plan d'eau. Or, il s'avère que le diagnostic de la situation est insuffisamment partagé en raison d'un manque de communication. Il est important que les différents acteurs se mettent d'accord sur une réglementation locale qui concernerait notamment la gestion de la baignade, des activités nautiques et du niveau d'eau. Par ailleurs, afin d'éviter la diffusion d'informations erronées ou contradictoires, en particulier lors des années à fortes proliférations de cyanobactéries, les acteurs pourraient convenir ensemble des informations à adresser au public et aux médias.

Un organe de concertation sur la gestion du Lac au Duc pourrait être mis en place pour favoriser les échanges sur les sujets en lien avec la gestion de la masse d'eau, de la plage et des usages et d'établir des recommandations pour le suivi et la gestion de l'étang. Il concernerait les acteurs locaux, notamment ceux qui travaillent sur la gestion du plan d'eau en se basant éventuellement sur la composition du comité de pilotage ou du groupe technique.

Ses missions en particulier seraient de :

- Recueillir, exploiter et valoriser les données disponibles pour compléter le diagnostic et suivre la situation ;
- S'accorder sur la gestion du niveau d'eau, les conditions d'exercice des activités (calendrier, modalités...);
- Contribuer à l'élaboration du profil des eaux de baignade : réglementation locale – seuils de restriction/interdiction de baignades et activités nautiques sur le Lac au Duc ;
- D'évaluer et de gérer le risque de noyade ;
- D'évaluer et de gérer le risque sanitaire ;
- D'évaluer l'efficacité des actions de lutte engagées et de proposer des ajustements éventuels ;
- D'informer le public sur la base d'analyse commentée de la situation sur un sujet complexe.

Résumé

- ✘ L'objectif général prioritaire proposé est celui de la réduction des flux externes de phosphore dans le Lac au Duc (une réduction par 3 de la concentration en phosphore des eaux du plan d'eau serait ciblée). Une hiérarchisation des enjeux relatifs aux usages est en outre préconisée : 1/ l'alimentation en eau potable et la qualité de du milieu et des ressources 2/ le maintien des activités de baignade, de loisirs nautiques et de pêche et gestion des risques sanitaires.
- ✘ Les premières actions proposées consistent à renforcer et compléter l'ensemble des mesures préventives engagées sur le bassin versant. Les priorités, à décliner plus précisément par secteurs ciblés, porteraient sur :
 - la diminution des sources de phosphore (atteinte de la fertilisation phosphorée équilibrée, résorption des excédents organiques, réduction du nombre de points d'abreuvement direct aux cours d'eau, réhabilitation des installations non collectifs non conformes) ;
 - la limitation des transferts de phosphore (protection et replantation du bocage, conservation et réaménagement des cours d'eau et zones humides) ;
 - hiérarchisation spatiale des actions préventives.
- ✘ Ces actions pourraient être complétées par des traitements curatifs adaptés aux spécificités du plan d'eau :
 - à court terme, à travers notamment l'aménagement de la queue de retenue ainsi que d'une mise en assec de la partie amont du Lac au Duc.
 - à moyen terme, une fois que la charge externe en phosphore réduite significativement, par la réalisation d'un dragage afin de diminuer la charge interne des sédiments.
- ✘ Les propositions formulées concernent également la gouvernance du plan d'eau, qui pourrait être optimisée par :
 - l'amélioration des connaissances dans certains domaines (bilan phosphore, caractéristiques sédimentaires ...) pour compléter le diagnostic et évaluer les actions entreprises ;
 - l'élaboration d'un profil de baignade ;
 - la mise en place formalisée d'un organe de gestion du Lac au Duc et de son bassin versant pour favoriser le partage des informations, la concertation sur les usages et une information cohérente du public.

CONCLUSION

Le Lac au Duc est un plan d'eau ancien, vaste et peu profond dont les caractéristiques hydromorphologiques, hydrologiques et physico-chimiques sont favorables aux développements de cyanobactéries. Un large diagnostic, proposé dans cette étude, a permis de rassembler et de valoriser de nombreuses données disponibles auprès de chaque acteur mais souvent dispersées et parfois mal connues.

Le diagnostic du Lac au Duc a pu mettre en exergue les imbrications des différents usages et des nombreux acteurs ainsi qu'un déficit de concertation entre ces derniers. Par ailleurs, l'eutrophisation et les proliférations de cyanobactéries sont toujours aussi présentes sur le Lac au Duc, ce qui engendre des impacts environnementaux sanitaires et économiques importants. L'évolution de la situation ne révèle pas de tendance d'amélioration, malgré les actions déjà engagées sur le bassin versant Yvel-Hyvet. En effet, le flux externe de phosphore est encore très élevé et la charge interne des sédiments du plan d'eau est incertaine.

C'est pourquoi, la première proposition consiste à renforcer et compléter les mesures préventives déjà menées sur le bassin versant auprès des agriculteurs et des communes. L'efficacité de ces actions ne sera visible que sur un pas de temps assez long mais ces mesures sont indispensables pour pouvoir observer un résultat pérenne.

Ces actions pourraient être complétées par des mesures curatives ciblées et adaptées aux spécificités du Lac au Duc à court terme. Plusieurs solutions sont proposées à court terme : une mise en assec de la partie amont du plan d'eau où se trouve des zones d'incubation de cyanobactéries, une mise en place d'une pré-retenu tampon, une gestion piscicole et de la végétation aquatique ainsi qu'un traitement de la zone de baignade. A moyen terme, un curage pourrait être envisagé sur le plan d'eau pour réduire le stock de phosphore contenu dans les sédiments.

En outre, l'amélioration de la concertation entre acteurs, à l'échelle du Lac au Duc, favoriserait le partage du diagnostic, une gestion coordonnée des usages, la mise en œuvre d'un suivi pertinent et une évaluation des actions engagées.

BIBLIOGRAPHIE

Agence Française de Sécurité Sanitaire et des Aliments (AFSSA), 2003. Journée scientifique d'échanges sur les biotoxines – Toxines de micro-algues et cyanobactéries du 6 mars 2003. AFSSA. 88 p.

Agreste, 1998. L'alimentation biphase, une réalité en Bretagne [En ligne]. *Agreste Bretagne*, n°27, p 15-18.

Disponibles sur : http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/biphase_cle078a3f.pdf (Consulté le 20/09/2012)

Agreste Bretagne, 2011. Recensement agricole 2010 – premiers résultats bruts [En ligne]. Bassin versant Yvel-Hyvel. Edition en date du 23/09/2011. DRAAF de Bretagne.

Disponible sur :

[http://bretagne.synagri.com/ca1/PJ.nsf/ATWEB0101/20382D1311E105E0C125794A00346792/\\$FILE/Recensement-agricole2010-bvpg5-tri-bv.pdf](http://bretagne.synagri.com/ca1/PJ.nsf/ATWEB0101/20382D1311E105E0C125794A00346792/$FILE/Recensement-agricole2010-bvpg5-tri-bv.pdf) (Consulté le 20/08/2012)

Agreste Bretagne, 2012. Recensement agricole 2010 – département du Morbihan [En ligne]. Edition en date du 23/03/2012. DRAAF de Bretagne. Disponible sur :

http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Fiche_territoire_5356_cle431448-2.pdf (Consulté le 17/10/2012)

Antoni V., Arrouays D., Bispo A., Brossard M., Le Bas C., Stengel P., Villanneau E. (coordinateurs), 2011. L'état des sols de France [En ligne]. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, *Chromatiques Editions*, 188 p.

Disponible sur : http://www.gissol.fr/RESF/Rapport_BD.pdf (Consulté le 27/08/2012)

Aquascop, 2010. Notice technique et cahier des charges type : diagnostic du fonctionnement écologique d'une retenue en contexte élevage n°6916. *Agence de l'Eau Loire-Bretagne*. 80 p.

Asconit Consultant, 2009. Programme 2008 : caractérisation et suivi de masses d'eau/de plans d'eau, Lot 1, Bretagne, Etang au Duc, FRGL119. *Agence de l'eau Loire Bretagne*. 25 p.

Barroin G., 1999. Limnologie appliqué au traitement des lacs et des plans d'eau. Etude inter-agences de l'eau n°62. *INRA Thonon-les-Bains*. 215 p.

Baudot B., (sans date). Aide à la décision pour le traitement des plans d'eau. Manuel technique. Etudes sur l'eau en France n°83. *Agences de l'eau, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement*. 39 p et 41 fiches.

Belloncle J.L., Daniel F., Plus C., 2010. Atlas de l'environnement du Morbihan, édition 2010. *Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan (ODEM), Conseil Général du Morbihan, Vannes*. 300 p.

Berthon J.L., Devaux J., Aleya L., Giraudet H., Restituto F., 1996. Déterminisme de l'eutrophisation de la retenue de Grangent (Loire) : Etude des apports en nutriments, de la dynamique des populations phytoplanctoniques et des relations phyto-zooplancton en 1990-1991, *Hydroécologie Appliquée*. Tome 8. Vol. 1-2. p. 99-125

Bertrand P., Laly C., Soulard B., 2005. Groupe de travail Phosphore – Synthèse des réflexions. *Préfecture du Morbihan*. 18 p.

Bouaïcha N., 2001. Impact sanitaire des toxines de cyanobactéries en milieu d'eau douce. Dossier scientifique environnement santé. *Revue française des laboratoires*, n°336. p. 39-46

Briand J-F., Jacquet S., Bernard C., Humbert J-F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research INRA EDP Sciences*, 34, p. 361-377

Briand E., 2008. Contribution à la compréhension du déterminisme de la mise en place des proliférations de cyanobactéries et de leur production de toxines. Thèse de doctorat du Muséum National d'Histoire Naturelle, Ecosystèmes et interactions toxiques, Paris, 270 p.

Brient L., Raoult C., Le Rouzic B., Vézic C., Bertru G., 2001a. Conditions d'utilisation du CuSO₄ pour limiter les proliférations de cyanobactéries et réduire ses effets sur l'environnement. *Techniques Sciences et Méthodes*, n°9, p. 66-74

Brient L., Vézic C., Bertru G., 2001b. Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau breton. *Université Rennes 1 UMR Ecobio 6553, DIREN Bretagne*, Rennes, 80 p.

Brient L., Lengronne M., Bertrand E., Rolland D., Sipel A., Steinmann D., Baudin I., Legeas M., Le Rouzic B. et Bormans M., 2008. A phycocyanine probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10, p. 248-255

Cabinet Bourgois – Groupe Merlin, 2011. Prise d'eau de la Herbinaye dans l'Oust – Autorisation exceptionnelle d'utilisation d'une ressource non conforme. Réunion du comité de suivi du plan de gestion du 7/12/2011. Exposé pour le Syndicat d'Alimentation en Eau Potable de Ploërmel, Ploërmel, 39 diapositives.

Chorus I., Bartram J., 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management [En ligne]. WHO, E & FN Spon, 416 p.

Disponible sur :

http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxcyanbegin.pdf (Consulté le 27/08/2012)

Cibles & Stratégies Marketing Communication, 2010. Phase II : Etude auprès des usagers. In Etude de développement du Lac au Duc, Communauté de Communes du Pays de Ploërmel à Ploërmel, Avril 2010, 29 diapositives.

Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne, 2005. Fiches n°B-4/5/6/7 In : Fiches techniques et scientifiques pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau [En ligne]. Respectivement 6 p./5 p./4 p./7 p.

Disponible sur : <http://www.cseb-bretagne.fr/index.php/Eau/Recueil-de-fiches-techniques-et-scientifiques.html> (Consulté le 27/08/2012)

Conseil Général du Morbihan, 2012a. Observatoire Départemental de l'Assainissement du Morbihan, données 2010. p. 32

Conseil Général du Morbihan, 2012b. Politique de l'eau et des milieux aquatiques dans le Morbihan [En ligne]. 12 p.

Disponible sur :

http://www.morbihan.fr/UserFile/file/Conseil_general_ActionsProjets/envir/eau/Politique_Eau_Web_Janv_2012.pdf (Consulté le 20/09/2012)

Conservatoire Botanique National de Brest, 2010. Espaces Naturels Sensibles du Morbihan - Baux de Caulnes (Loyat) : Etat des lieux de la flore et des habitats naturels et semi-naturels. *Conseil Général du Morbihan*, Vannes, 12 p.

De Nardi F., Puaud C., Lodé T., Lecorff J., Parinet B., Pontié M., 2010. Diagnostic préliminaire et perspectives d'élimination du phosphore en excès dans le Lac Ribou (Cholet, Maine-et-Loire, France). *Revue des Sciences de l'Eau*. 23, 2, p. 159-171

Devidal S., 2007. Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation. Rapport de fin d'étude en master environnement, Université de Rouen, Rouen, 50 p.

Dorioz J.M., 2007. Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus de phosphore dans les bassins versants agricoles – analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. *Etude et Gestion des Sols*, volume 14, 4, p. 249-265

Dorioz J.M., Arousseau P., Bourrie G., 2007. Le phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale. *OCEANIS, Institut océanographique Paris Monaco*, 33, n°1/2, 331 p.

DREAL Bretagne, 2012. L'eau en Bretagne, bilan 2010 [En ligne]. *DREAL Bretagne*. 43 p.

Disponible sur : <http://www.bretagne-environnement.org/Media/Documentation/Bibliographies/L-eau-en-Bretagne-bilan-2010> (Consulté le 20/09/2012)

Dubois M. (coordinatrice), 2009. Phosphore total dans les sédiments du Lac Trousters – Été 2009. Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la rivière Saint-François, Sherbrooke, 12 p.

Etablissement Public du Bassin de la Vienne, 2010. Gestion des étangs : l'effacement, une solution à envisager [En ligne]. *Etablissement Public du Bassin de la Vienne*. 8 p.

Disponible sur : http://www.eau-loire-bretagne.fr/les_rendez-vous_de_leau/les_rencontres/rencontres_2010/6-Effacement_etang.pdf (Consulté le 20/09/2012)

Faurie C., Ferra C., Médori P., Dévaux J., 1998. Ecologie – approche scientifique et pratique 4^{ème} édition. *Lavoisier Tec & Doc Paris*. 339 p.

Fourrié L., Butler F., Castillon P., Fougère M., Levasseur P., Gascuel C., Dorioz J.M., Morel C., Raison C., Aubert C., 2011. Le phosphore d'origine agricole : diagnostics et solutions pour limiter les transferts vers le milieu aquatique. *Innovations agronomiques*, 17, p. 15-32

Goubault de Brugière O., Dutartre A., 1995. Référentiel de l'utilisation des bioadditifs dans les milieux aquatiques. *CEMAGREF*, groupement de Bordeaux, Division Qualité des Eaux, Cestas, 145 p.

Grand Bassin de l'Oust (GBO), 2010. Eutrophisation du Lac au Duc de Ploërmel : diagnostic des fuites de phosphore sur le bassin versant de l'Yvel-Hyvet et propositions de solutions correctives. *Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable de Ploërmel*. 66 p.

Grand Bassin de l'Oust (GBO), 2011. Observatoire de l'Oust : bilan 2010 [En ligne].

Disponible sur : <http://www.grandbassindeloust.fr/img/listing/doc/obervatoire20092010.pdf> (Consulté le 20/09/2012)

Grand Bassin de l'Oust (GBO) & SEEGT, 2011. Etude préalable au Contrat Territorial Milieux Aquatiques du bassin versant de l'Yvel – Définition des enjeux et des objectifs. *SEEGT*, Saint-Malo. 116 p.

Gruau G., Monchy A., Petitjean P., Hénin O., Corgne S., Meillon J., 2010. Accompagnement technique des animateurs des bassins versants confrontés à des dépassements de la limite réglementaire "matière organique". Localisation des zones contributives – Diagnostic des causes et évaluation de l'impact des actions "bocage" sur le paramètre "matière organique". Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques. Partenaires du contrat de projet Etat-Région 2007-2013. 115 p.

Institut d'Aménagement de la Vilaine, 2012. Pollutions diffuses – paramètres phosphore. Rapport pour la Commission Locale sur l'Eau du 29 mars 2012. Révision du SAGE Vilaine. *EPTB Vilaine*, La Roche-Bernard. 28 p.

Jarron C, 2007. Etude de faisabilité de la mise en place d'un réseau de suivi environnemental des cyanobactéries dans le Morbihan. *Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan*, Vannes. 78 p.

Jigorel A., Morin J-P., 1994. Bilan de la sédimentation dans une retenue eutrophisée, quinze ans après sa création. 7^{ème} Congrès International de AIGI p. 2667-2674

Jigorel A., Morin J-P., Hébert M., 2000. Impact sur les sédiments, des épandages de sulfate de cuivre dans les retenues. 11 p.

Jouannic G., 2003. Les baux de Caulnes – Valorisation écologique et ouverture au public d'une zone humide. Rapport de stage B.T.S.A, Gestion Protection de la Nature, Conseil Général du Morbihan, Vannes, 43 p.

Lance E., 2008. Impacts des Cyanobactéries toxiques sur les gastéropodes dulcicoles et sur leur rôle de vecteur dans le transfert des microcystines au sein du réseau trophique. Thèse de doctorat n°3831 en Science de la Vie et de l'environnement, Université Rennes 1, Rennes, 299 p.

Landrain B., Pape C. (coordinateurs), 2012. Dossier phosphore – un élément indispensable à gérer avec précision. *Terra, Agricultures et Territoires Chambre d'Agriculture de Bretagne*, n°310, 12 p.

Leitão M., Couté A., 2005. Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. *Agence de l'eau Seine-Normandie*. 63 p.

Lemerrier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : sources, transfert et moyens de lutte. *Direction Régionale de l'Environnement de Bretagne*, Rennes, 85 p.

Lemerrier B. (coordinatrice), 2011. Organisation des sols du Morbihan. Programme Sols de Bretagne – Version 2 - Août 2011. *Groupement d'intérêt scientifique SOL*, UMR INRA/Agrocampus 1069, Rennes, 258 p.

Lévi Y., Harvey M., Cervantès P. (coordinateurs), 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau : évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives [En ligne]. *AFSSA/AFSSET*. 232 p.

Disponible sur :

<http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/085391856141331010617707867709/cyanobacteries.pdf>

(Consulté le 30/08/2012)

Mérot P. (coordinateur), 2006. Qualité de l'eau en milieu rural – Savoirs et pratiques dans les bassins versants. *Update Sciences & technologies INRA*. 343 p.

Misson B., Donnadieu-Bernard F., Godon J.-J., Amblard C., Latour D., 2011. Short- and long-term dynamics of the toxic potential and genotypic structure in benthic populations of *Microcystis*, *Water Research*, 30. p. 1-9

Pellerin F., Pellerin S., Vilette C., Boiffin J., 2000. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures – Etude par simulation de l'évolution des préconisations de fumure sur un échantillon test représentatif des sols et des successions de culture du Nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*. 7. 1. p. 53-71

Pitois F., Moreau S., 2007. Lac au Duc – Evaluation 2007 – version pilote. Interfaces et gradients pour la Communauté de communes de Ploërmel, Ploërmel, 42 p.

Pitois F., Moreau S., 2008. Etude du fonctionnement de l'étang de la forêt à Brandivy. Interfaces et gradients pour le Syndicat mixte du LOC'H et du SAL, Plescop, 123 p.

Pointillart A., 1994. Phytates, phytases : leur importance dans l'alimentation des monogastriques. *INRA Productions Animales*. 7. 1. p. 29-39

Préfecture de la région Bretagne, 2005. Rencontre avec les experts sur le phosphore du Jeudi 2 juin 2005. Salle de réunion de l'UMR Sol Agronomie Spatialisation INRA Agrocampus, Rennes. 16 p.

Rivière, 2007. Atlas de la flore du Morbihan. Conseil Général du Morbihan - Région Bretagne - Conservatoire Botanique National de Brest, *Editions Siloé*. 654 p.

Saunier Eau et Environnement, 1991. Diagnostic et contrôle de la qualité des eaux de l'étang au Duc. 1ère partie : diagnostic / 2ème partie : contrôle / 3ème partie : étude préalable à la détermination des périmètres de protection de l'étang au Duc / 4ème partie : étude de la prise d'eau et de l'unité de traitement d'eau potable. *DDAF Morbihan, Syndicat d'Alimentation en Eau Potable de Ploërmel*. Respectivement 88 p. /36 p. /50 p. /57 p.

Saunier Techna, 2002. Etude technique préalable au curage de l'étang au Duc. Note technique relative à l'incidence du curage sur la qualité des eaux. *Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable de Ploërmel*. 30 p.

Saunier Techna, 2004. Curage de l'étang au Duc : étude de solutions. *Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable de Ploërmel*. 9 p.

Thiebault G., Brient L., Bonis A, 2011. Impact de l'assec et de la remise en eau sur les compartiments biologiques (végétaux et cyanobactéries) et sur la biodisponibilité du phosphore. Université de Rennes 1 laboratoire Ecobio et CNRS. 56 p.

Vézie C., Brient L., Sivonen K., Bertru G., Lefevre J-C., Salkinoja-Salonen M., 1997. Occurrence of *Microcystis* containing cyanobacterial freshwaters of Brittany (France). *Archiv für Hydrobiologie*, 139, p. 401-413

Wang C., Huang Y., He S., Lin Y., Wang X., Kong H., 2009. Variation of phytoplankton community before an induced cyanobacterial (*Arthrospira platensis*) bloom. *Journal of Environmental Sciences*, 21. p. 1632-1638

Zhang G., Zhang P., Liu H., Wang B., 2006. Ultrasonic damages on cyanobacterial photosynthesis. *Ultrasonics Sonochemistry*, 13, p. 501-505

GLOSSAIRE

Anoxie : désigne l'absence d'oxygène dans un milieu.

Bassin versant (d'un lac) : aire à caractère hydrologique limitée par le contour à l'intérieur duquel l'eau précipitée et drainée se dirige vers le lac.

Bioaccumulation : absorption par les organismes, de substances chimiques présentes dans l'environnement, qui se concentrent ensuite dans certains tissus.

Bloom (algal) : synonyme d'efflorescence, un "bloom" désigne l'apparition d'une forte concentration d'organismes phytoplanctoniques dans le milieu aquatique.

Charge externe : quantité totale d'un élément, d'une substance, d'un matériau...déchargée dans un plan d'eau en provenance de son bassin versant.

Charge interne : quantité totale d'un élément, d'une substance, d'un matériau...déchargée dans un plan d'eau en provenance des sédiments et des macrophytes.

Epilimnion : Couche d'eau plus chaude située au-dessus de la thermocline et qui s'étend jusqu'à la surface du lac.

Hypolimnion : masse d'eau froide présente au fond d'un lac pendant la stratification estivale, située au-dessous de la thermocline.

Hypoxie : état de sous-oxygénation d'un organisme ou d'un milieu.

Ichtyofaune : ensemble des poissons vivants dans un espace géographique ou un habitat déterminé.

Lyse : destruction d'éléments organiques (par exemple des cellules) sous l'action d'agents chimiques, physiques ou biologiques.

Méroplancton : plancton temporaire, espèce ayant au moins une phase de sa vie planctonique.

Prolifération : production, sur une courte période, d'une biomasse importante avec une forte diminution de la diversité spécifique dans le compartiment phytoplanctonique.

Sénescence : phénomène biologique caractérisant le vieillissement des individus.

Trichome : Lorsque le thalle est composé d'une série de cellules sans gaine.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
1 Cadre de l'étude.....	2
1.1 Contexte de l'étude	2
1.2 Objectifs et problématiques de l'étude.....	2
1.3 Démarche méthodologique	3
2 La prolifération des cyanobactéries et le phosphore dans l'environnement : mécanismes et enjeux	5
2.1 Les cyanobactéries dans les plans d'eau	5
2.1.1 L'écologie des cyanobactéries.....	5
2.1.2 Des composés synthétisés dangereux : les cyanotoxines	8
2.1.3 Conséquences des proliférations de cyanobactéries.....	9
2.1.4 Le cadre juridique pour une gestion du risque sanitaire.....	10
2.2 Le phosphore dans l'environnement	14
2.2.1 Le phosphore : un élément qui s'accumule dans l'écosystème.....	14
2.2.2 Principes de la limitation du phosphore provenant des systèmes d'assainissement ...	20
2.2.3 Principes de la limitation du phosphore d'origine agricole.....	22
2.2.4 Principes de la limitation des transferts de phosphore (ruissellement, érosion)	25
Résumé.....	29
3 Diagnostic du Lac au Duc : situation et actions engagées	30
3.1. Le bassin versant Yvel-Hyvet et les flux de phosphore	30
3.1.1 Données de cadrage sur le bassin versant	30
3.1.2 Un bassin versant agricole en zone d'actions complémentaires	33
3.1.3 Les dispositifs d'assainissement et les flux de phosphore associés	35
3.2. Caractéristiques hydrologiques et sédimentaires du Lac au Duc	37
3.2.1. Hydromorphologie du Lac au Duc	37
3.2.2. Dynamique hydrologique du Lac au Duc.....	38
3.2.3. Volume et composition des sédiments	39
3.2.4. Bilan phosphore : entrée/sortie des flux de phosphore et stock dans les sédiments ..	41
3.3. Perturbation de la qualité de l'eau du Lac au Duc	42
3.3.1. Qualité de l'eau de l'Yvel.....	42
3.3.2. Qualité de l'eau du Lac au Duc	44

3.3.3.	Types et fréquences des analyses de qualité d'eau de baignade et d'eau potable – Dispositif de suivis existants sur le Lac au Duc.....	45
3.3.4.	Cyanobactéries et cyanotoxines dans le Lac au Duc	46
3.4.	Un plan d'eau multi-usages et multi-acteurs	51
3.4.1.	Un potentiel environnemental et écologique	51
3.4.2.	Une retenue d'alimentation en eau potable (AEP)	52
3.4.3.	Le Lac au Duc vu comme un faisceau touristique : base nautique, baignade, pêche... ..	54
3.4.4.	Une activité minotière en aval du plan d'eau	56
3.4.5.	Synthèse des impacts des proliférations de cyanobactéries sur les usages	56
3.5.	Les actions préventives et curatives passées et en cours sur le Lac au Duc et son bassin versant.....	57
3.5.1.	Les programmes d'actions préventives sur le bassin versant	57
3.5.2.	Les actions curatives entreprises sur le Lac au Duc.....	63
3.5.3.	Synthèse chronologique des actions menées sur le Lac au Duc et son bassin versant ..	64
3.5.4.	Les organes de suivi et de concertation concernant les cyanobactéries dans le Lac au Duc ..	65
3.5.5.	Points de vue des acteurs : principaux points de questionnement, de convergence, de divergence sur la situation	65
3.6.	Modalités de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries sur le Lac au Duc et dans le Morbihan	67
3.6.1.	Modalités de gestion des risques sanitaires sur le Lac au Duc.....	68
3.6.2.	Pratiques de gestion des risques sanitaires dans le Morbihan	68
	Résumé.....	70
4	Actions de lutte curatives contre les cyanobactéries réalisées sur des plans d'eau eutrophisés	71
4.1	Actions curatives hydrologiques	72
4.1.1	Soutirage hypolimnique	72
4.1.2	Dilution – chasse d'eau.....	73
4.1.3	Mise en assec partielle ou totale.....	75
4.1.4	Abaissement du niveau d'eau permanent	77
4.1.5	Pré-barrage.....	78
4.2	Actions mécaniques.....	79
4.2.1	Dragage/curage	79
4.2.2	Destratification	82
4.2.3	Recouvrement des sédiments	84

4.2.4	Contournement du plan d'eau	84
4.2.5	Effacement du plan d'eau	85
4.3	Actions physico-chimiques	86
4.3.1	Aération hypolimnique.....	86
4.3.2	Précipitation /inactivation du P dans la colonne d'eau et les sédiments	88
4.3.3	Diminution de la lumière incidente.....	91
4.3.4	Ultra-sons	91
4.3.5	Algicides.....	93
4.4	Actions biologiques	95
4.4.1	Bioadditifs : bactéries minéralisantes	95
4.4.2	Bio-manipulations – lutte biologique	97
4.4.3	Pré-retenue tampon.....	100
4.5	Synthèse de l'efficacité des actions curatives.....	101
4.6	Combinaisons possibles entre actions	103
	Résumé.....	105
5	Comment limiter les proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc? Enjeux, objectifs et propositions	106
5.1	Les enjeux et les objectifs.....	106
5.1.1	Synthèse des principales spécificités du Lac au Duc à prendre en compte	106
5.1.2	Un objectif prioritaire : la réduction des flux de phosphore.....	108
5.1.3	Proposition d'une hiérarchisation des objectifs relatifs à la qualité du milieu et aux usages du plan d'eau	109
5.1.4	Proposition de hiérarchisation des types d'actions	112
5.2	Conforter les mesures préventives menées sur le bassin versant Yvel-Hyvet.....	114
5.2.1	Renforcer les actions pour diminuer le phosphore à la source	114
5.2.2	Renforcer les actions pour diminuer le risque de transfert de phosphore.....	115
5.2.3	Définir et appliquer une hiérarchisation spatiale des actions préventives.....	118
5.3	Mettre en œuvre des mesures curatives adaptées au Lac au Duc	119
5.3.1	Actions curatives et spécificités du plan d'eau	119
5.3.2	Propositions d'actions curatives à mettre en œuvre en complément des mesures préventives.....	121
5.3.3	Conditions de mises en œuvre des mesures curatives proposées	124
5.4	Améliorer la gouvernance du Lac au Duc pour développer la connaissance, la surveillance et l'évaluation des actions.....	126
5.4.1	Compléter les connaissances et optimiser les suivis opérationnels	126

5.4.2	Elaborer le profil des eaux de baignade	128
5.4.3	Organiser la concertation entre acteurs	128
	Résumé	130
	CONCLUSION	131
	BIBLIOGRAPHIE.....	132
	GLOSSAIRE	138
	TABLE DES MATIERES	139
	LISTE DES FIGURES.....	143
	LISTE DES TABLEAUX	145
	LISTE DES ANNEXES	148

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma descriptif de la démarche méthodologique de l'étude	4
Figure 2 : Schéma des différentes capacités d'adaptation aux facteurs biotiques et abiotiques (d'après Lévi <i>et al</i> , 2006).	6
Figure 3 : Evolution des apparitions des différents phytoplanctons au cours du temps en Bretagne (D'après Leitão et Couté, 2005).....	7
Figure 4 : Baignades et activités nautiques : les différents niveaux d'alerte relatif aux proliférations de cyanobactéries (MCLR = Microcystine-LR) (d'après la circulaire DGS/SD7a n°2003- 270du 4 juin 2003)	11
Figure 5 : Cycles du phosphore avant et après modifications par l'homme (Lemerrier, 2003)	14
Figure 6 : Les différents comportements du phosphore dans l'eau (d'après CSEB, 2005)	16
Figure 7 : Les différentes voies de transfert du phosphore vers le réseau hydrographique (Doriz <i>et al</i> , 2007).....	18
Figure 8 : Répartition des stations par classe de qualité en matières phosphorées (DREAL Bretagne, 2012).....	19
Figure 9 : Evaluation des teneurs médianes cantonales en phosphore assimilable des horizons de surface des sols agricoles bretons (Antoni <i>et al</i> (coord.), 2011).....	20
Figure 10 : Transport des particules de sol lors d'une crue (d'après Lemerrier, 2003)	25
Figure 11 : Indice bocager et vulnérabilité du cours d'eau (Mérot (coord.), 2006).....	28
Figure 12 : Carte du bassin versant Yvel-Hyvet et localisation du Lac au Duc	30
Figure 13 : Diagramme ombrothermique pour la station de Ploërmel sur la période 1971 à 2000 (Belloncle <i>et al</i> , 2010).....	32
Figure 14 : Evolution du débit moyen mensuel de l'Yvel (valeurs Hydro calculées le 09/06/2012 à partir de 45 ans de données)	32
Figure 15 : Occupation du sol sur le bassin versant Yvel-Hyvet	33
Figure 16 : Types d'exploitation sur le bassin versant de l'Yvel en 2000 et 2010 (Agreste, 2011)	34
Figure 17 : Evolution des rejets de phosphore en sortie de la station d'épuration de Mauron (données AELB de 2003 à 2011).....	36
Figure 18 : Incertitudes dans l'évaluation du flux de phosphore en provenance de l'assainissement non collectif	37
Figure 19 : Profils de température et d'oxygène dissous par saison pour l'année 2011 (d'après Asconit Consultant, 2009).	39
Figure 20 : Variation longitudinale des épaisseurs moyennes de sédiment dans les zones envasées du Lac au Duc (Saunier Techna, 2002).	39
Figure 21 : bilan des flux phosphore de l'année 2011 sur le Lac au Duc et estimation de la charge interne en 2002 (d'après Saunier Techna, 2002 et données GBO, 2011).....	41
Figure 22 : Evolution des concentrations en phosphore total de 1999 à 2011 à la station de Loyat (Données GBO).....	43
Figure 23 : Evolution des concentrations en nitrates à l'exutoire du bassin versant Yvel-Hyvet entre 1996 et 2010 (GBO, 2011)	43
Figure 24 : Fréquence d'apparition des proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2004 à 2011 (données ARS)	47
Figure 25 : Evolution de la concentration en cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2004 à 2012	48

Figure 26 : Distribution des taxons de cyanobactéries dans le Lac au Duc de 2007 à 2012	48
Figure 27 : Distribution des taxons de cyanobactéries dans le Lac au Duc au cours de la saison estivale 2012 (données ARS).	49
Figure 28 : Evolution du nombre de cyanobactéries dans le Lac au Duc en 2011 (données ARS).....	50
Figure 29 : Schéma des jeux d'acteurs autour de la retenue d'alimentation en eau potable	53
Figure 30 : Relations entre les acteurs autour des activités de loisirs proposées par le Lac au Duc	55
Figure 31 : Relations entre les acteurs concernés par les actions de protection de la qualité des eaux sur le bassin versant Yvel-Hyvet.....	62
Figure 32 : Un historique du cadre général et des actions mises en place sur le Lac au Duc	64
Figure 33 : Principaux questionnements soulevés par les acteurs locaux au sujet des proliférations de cyanobactéries lors des entretiens	66
Figure 34 : Synthèse des différentes actions curatives existantes pour lutter contre les cyanobactéries et maîtriser les concentrations de phosphore (d'après Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).....	71
Figure 35: Synthèse des principaux enseignements du diagnostic du Lac au Duc et du bassin versant Yvel-Hyvet.....	108
Figure 36 : Schéma des interactions entre les enjeux et les objectifs liés au bassin versant Yvel-Hyvet et à ses usages	109
Figure 37 : Schéma des interactions entre les enjeux et les objectifs liés au Lac au Duc et à ses usages	110
Figure 38 : Compatibilité entre les principaux usages potentiels sur un plan d'eau (Barroin, 1999) .	111
Figure 39 : Arbre de décision pour le choix d'une méthode curative adaptée aux spécificités du plan d'eau (d'après Barroin, 1999).....	113
Figure 40 : Propositions d'actions préventives à conforter ou à mettre en œuvre sur le bassin versant Yvel-Hyvet.....	117
Figure 41 : Mise en place d'une zone humide aménagée en amont du Lac d'Aydat (cf. annexe 18).	122

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Description des différentes catégories de cyanotoxines (D'après Bouaïcha, 2001)	8
Tableau 2 : Les différentes formes du phosphore (d'après Lemerrier, 2003)	15
Tableau 3 : Conversion des différentes formes de phosphore (Lemerrier, 2003).....	15
Tableau 4 : Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d'après CSEB, 2005 et Dorioz <i>et al</i> , 2007).....	17
Tableau 5 : Performances des différents process des stations d'épuration (Bertrand <i>et al</i> , 2005)	21
Tableau 6 : Caractéristiques principales du Lac au Duc (a : Saunier Techna, 2002 et b : Asconit Consultant, 2009)	37
Tableau 7 : Caractéristiques des sédiments depuis 2002 (Saunier Techna, 2002 ; Asconit Consultant, 2009 et annexe 10).....	40
Tableau 8 : SEQ-eau (moyenne des concentrations de percentile 90) de l'Yvel par rapport au paramètre phosphore total (données GBO 1999-2011)	42
Tableau 9 : Qualité de l'eau du Lac au Duc en été et en hiver 2008 (d'après Asconit Consultant, 2009)	44
Tableau 10 : Indices biologiques calculés pour le Lac au Duc (Asconit Consultant, 2009)	44
Tableau 11 : Résumé des caractéristiques des analyses de la qualité de l'eau effectuées sur le Lac au Duc.....	45
Tableau 12 : Répartition des propriétés autour de l'usine d'alimentation eau potable (cadastre et M. Le Gal, comm. pers.).....	53
Tableau 13 : Impacts de la prolifération des cyanobactéries sur les usages du Lac au Duc	56
Tableau 14 : Réglementations associées au phosphore dans le cas de dossiers ICPE (uP = unités de phosphore et uN = unités d'azote) (Landrain et Pape, 2012)	57
Tableau 15 : Description des dispositions envisagées par le SAGE Vilaine en révision concernant le phosphore (IAV, 2012)	58
Tableau 16 : Exemples de prises de décision des maires concernant la baignade et les activités nautiques pour les plans d'eau sous surveillance de l'ARS dans le Morbihan (AM = Arrêté Municipal), (Données ARS 2007-2011, données transmises par les acteurs locaux de l'étang du Moulin Neuf et du Lac au Duc).	69
Tableau 17: Inconvénients du soutirage hypolimnique (Barroin, 1999 ; Baudot, sd et Devidal, 2007).	72
Tableau 18 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau avec une installation de soutirage hypolimnique.....	73
Tableau 19 : Inconvénients d'une dilution ou d'une chasse d'eau (Barroin, 1999 ; Baudot, sd et Aquascop, 2010).....	74
Tableau 20 : Analyse des retours d'expérience des plans d'eau traités par chasse ou par dilution....	74
Tableau 21 : Inconvénients de la solution curative de mise en assec (Barroin, 1999 ; Pitois & Moreau, 2008 et Thiébaud <i>et al</i> , 2011).	76
Tableau 22 : Analyse des retours d'expérience des plans d'eau traités par assec.....	76
Tableau 23 : Inconvénients de la solution curative de mise en assec (Barroin, 1999 ; Pitois & Moreau, 2008).....	77
Tableau 24 : Inconvénients de l'installation d'un pré-barrage sur l'environnement et les usages (Baudot, sd et Briand, 2008).....	78

Tableau 25 : analyse des retours d'expériences de plans d'eau ayant installé un pré-barrage	79
Tableau 26 : Inconvénients de la pratique du curage sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Pitois & Moreau, 2008).	80
Tableau 27 : Analyse de retours d'expérience de plans d'eau dragués ou curés	81
Tableau 28 : Inconvénients du traitement par déstratification sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	82
Tableau 29 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau possédant un système de déstratification	83
Tableau 30 : Réponses de lacs traités par destratification (injection d'air) selon divers paramètres (+) = effet positif, (-) = effet négatif, (o) = sans effet, (?) = effet indéterminé (Barroin, 1999)	83
Tableau 31 : Inconvénients du traitement par recouvrement des sédiments sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007).	84
Tableau 32 : Inconvénients du contournement de l'étang sur l'environnement et les usages (Pitois & Moreau, 2008).	85
Tableau 33 : Inconvénients de la suppression de l'étang sur l'environnement et les usages (Pitois & Moreau, 2008).	86
Tableau 34 : Inconvénients du traitement par aération hypolimnique sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	87
Tableau 35 : Analyse des retours d'expérience de plans d'eau qui possèdent une aération hypolimnique.....	87
Tableau 36 : Inconvénients du traitement par précipitation/inactivation du phosphore sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd ; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	89
Tableau 37 : Analyse des retours d'expérience sur des essais de traitement par précipitation et/ou inactivation du phosphore de la colonne d'eau et des sédiments.....	90
Tableau 38 : Inconvénients liés à la diminution de l'incidence des rayons lumineux sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007).	91
Tableau 39 : Inconvénients liés à l'application d'ultra-sons sur l'environnement et les usages (Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	92
Tableau 40 : Analyse de retours d'expérience sur l'utilisation d'ultra-sons pour lutter contre les proliférations de cyanobactéries.....	93
Tableau 41 : Inconvénients liés à l'application d'algicides sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	94
Tableau 42 : Analyse des retours d'expérience concernant l'utilisation d'algicides	95
Tableau 43 : Inconvénients liés à l'application de bioadditifs contenant des bactéries minéralisantes sur l'environnement et les usages (Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	96
Tableau 44 : Analyse des retours d'expérience sur l'épandage de bioadditifs contenant des bactéries minéralisantes	97
Tableau 45 : Inconvénients liés à la méthode de biomanipulation sur l'environnement et les usages (Barroin, 1999 ; Baudot, sd; Devidal, 2007 et Aquascop, 2010).	98
Tableau 46 : Analyse des retours d'expérience de biomanipulation sur des plans d'eau contaminés par les cyanobactéries.....	99
Tableau 47 : Inconvénients liés à l'installation d'une pré-retenu tampon sur l'environnement et les usages (Baudot, sd et Aquascop, 2010).	100
Tableau 48 : Analyse des retours d'expérience de mise en place d'une pré-retenu tampon sur des plans d'eau contaminés par les cyanobactéries.....	101

Tableau 49 : Synthèse des actions curatives recensées en fonction des objectifs auxquels elles répondent (√ : principes remplis par une action curative donnée)	102
Tableau 50 : Bilan de l'efficacité de chaque traitement curatif par rapport à la réduction des proliférations de cyanobactéries (+) = amélioration, (0) = pas de changement, (?) = effet indéterminé (d'après l'analyse des retours d'expériences recensées en annexe 18 et la bibliographie)	103
Tableau 51 : Combinaisons d'actions curatives sur un plan d'eau contaminé par les cyanobactéries (d'après l'analyse des retours d'expériences recensées en annexe 18 et la bibliographie)	104
Tableau 52 : Proposition de critères à prendre en compte pour l'évaluation des zones prioritaires.	118
Tableau 53 : Comparaison des critères d'efficacité des traitements curatifs avec les spécificités du Lac au Duc et de son bassin versant (d'après Barroin, 1999 ; Baudot, sd et chapitre 3).	120
Tableau 54 : Informations à connaître et prendre en compte avant la mise en place des actions curatives proposées (Barroin, 1999 ; Aquascop, 2010 et l'annexe 18)	125

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Liste des personnes rencontrées durant le stage

Annexe 2 : Définition de l'eutrophisation (Faurie et al, 1998)

Annexe 3 : Carte des sous-bassins-versants du bassin Yvel-Hyvet (GBO, 2010)

Annexe 4 : Carte SDAGE de l'aléa d'érosion des sols (SAGE Vilaine)

Annexe 5 : Carte représentant la médiane des teneurs en phosphore assimilable de l'horizon de surface des sols agricoles de 2000 à 2004 sur le territoire du SAGE Vilaine

Annexe 6 : Part des prairies permanentes et temporaires dans la Surface Agricole Utile (SAU) du bassin Yvel-Hyvet (GBO, 2010)

Annexe 7 : Calcul du flux de phosphore en provenance du réseau d'assainissement collectif

Annexe 8 : Calcul du flux de phosphore en provenance du réseau d'assainissement non collectif

Annexe 9 : Calcul des indices morphologiques et du temps de renouvellement du Lac au Duc

Annexe 10 : Protocole d'échantillonnage des sédiments du Lac au Duc du 25 juin 2012

Annexe 11 : Tendances d'évolution du flux de phosphore en provenance du bassin versant (données GBO de 2000 à 2010)

Annexe 12_a : Arbre des flux corrigés par le GBO pour l'année 2011 (issus de Macroflux, données GBO 2011)

Annexe 12_b : Localisation des principaux points de prélèvements (GBO, 2010)

Annexe 13 : Dispositif de suivis existants sur l'Yvel (à l'amont du plan d'eau) et sur le Lac au Duc

Annexe 14 : Evolution des teneurs en cyanobactéries dans les eaux de baignade surveillées par l'ARS dans le Morbihan (données ARS)

Annexe 15 : Localisation des zones en Espaces Naturels Sensibles sur les communes de Ploërmel, Taupont

Annexe 16 : Arrêté préfectoral de déclaration d'utilité publique des périmètres de protection du 3 septembre 1999

Annexe 17 : Localisation des rampes d'aération en 1994 (données SIAEP)

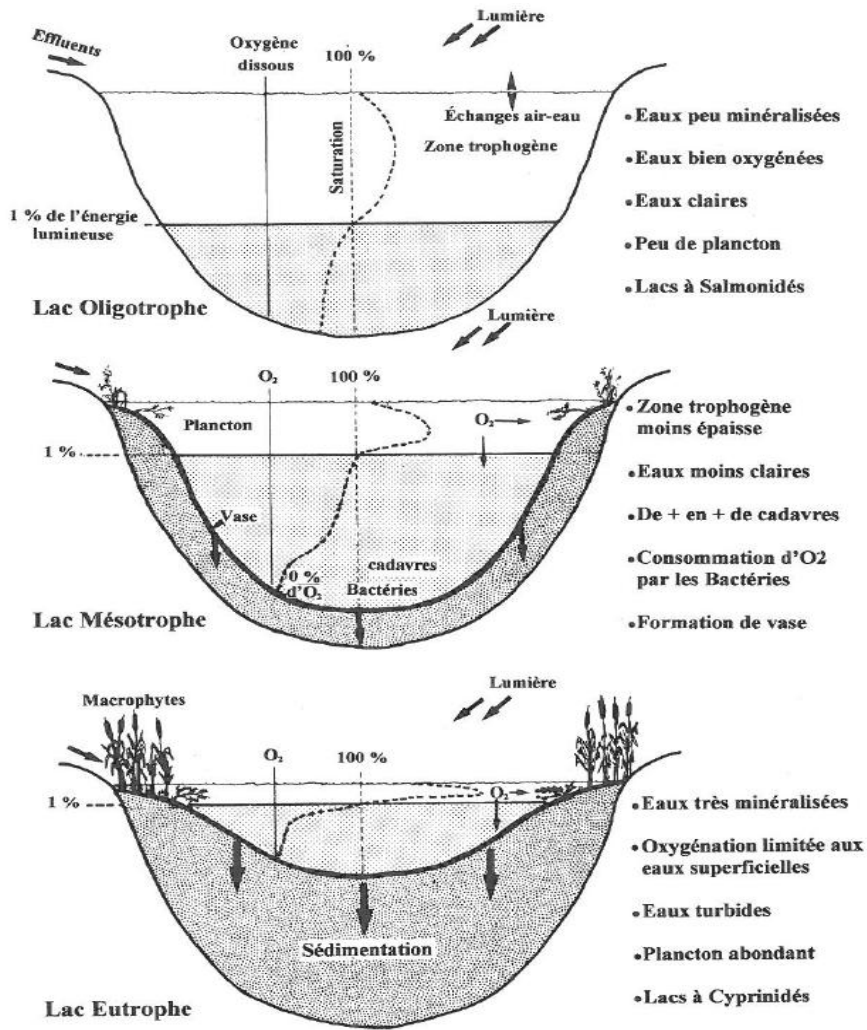
Annexe 18 : Tableau des retours d'expérience de plans d'eau contaminés par les cyanobactéries où des mesures curatives ont été mises en place

Annexe 19 : Schéma du réseau trophique d'un plan d'eau (Faurie et al, 1998).

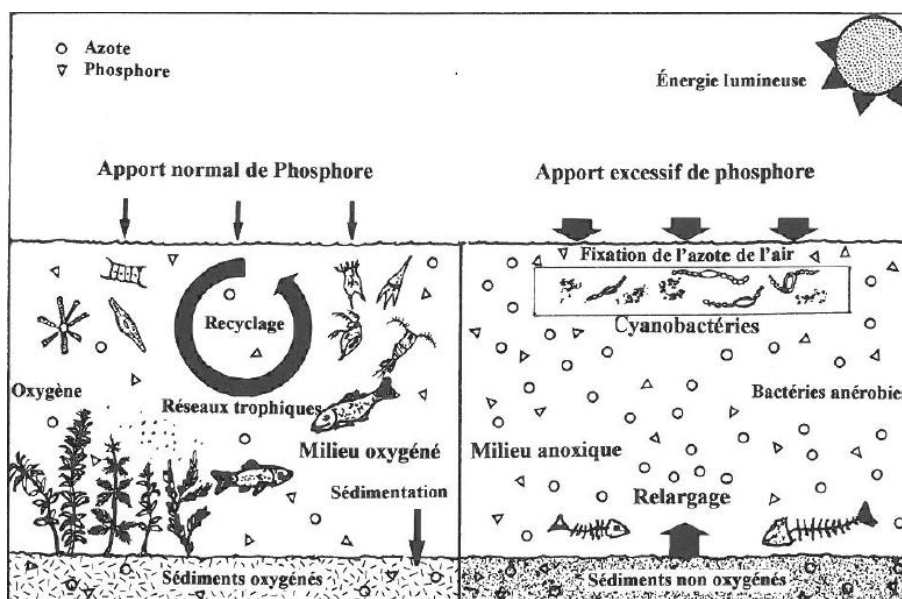
Annexe 1 : Liste des personnes rencontrées durant le stage

	Organisme / Qualité	Noms
Membres du groupe technique	Agence de l'Eau Loire-Bretagne	PONTHIEUX Hervé
	Agence Régionale de la Santé 56 (ARS)	RICHARD Benjamin
	Communauté de Communes du pays de Ploërmel	ROLLAND Nicolas
	Chambre d'Agriculture 56	ARIAUX Etienne
		LOUBERE Dominique
	Conseil Général 56	ONNO Frédéric
	Eau du Morbihan	LE GAL Arnaud
	Direction Départementale de la Protection des Populations (DDPP)	DE BARMON Vincent
	Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM)	KERDREUX Jean-Yves
	Eau et Rivière de Bretagne	RIGAUD Camille
	Fédération du Morbihan pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FMPPMA)	CAUDAL Anne-Laure
	Syndicat Mixte du Grand Bassin de l'Oust (SMGBO)	GUICHARD Laurence
		LATOUCHE Patrick
	Institut d'Aménagement de la Vilaine (IAV)	BEDUNEAU Gabriel
	Mission Inter-Service de l'Eau et de la Nature (MISEN)	CHAUVIERE Romain
Autres acteurs locaux	Conseil Général 56 (ENS)	BONFIGLIO C. / PERIGNON L.
	Service d'Appui Technique à l'Epuration et au suivi des Eaux (56)	THAVANAUD Florence
	Service d'Appui Technique à l'Epuration et au suivi des Eaux (22)	CARPIER Hubert
	Syndicat Intercommunal d'Alimentation d'Eau Potable (SIAEP)/ Eau du Morbihan/ Elu à la Communauté de Communes	PAYOT Gérard
	SAUR	GARRE D. et CALVEZ
	ARS service "surveillance eau potable"	BEILLON Myriam
	Loyat (mairie)	TREHOREL Denis
	Taupont (mairie) / Elu	BLONDET François
	Lycée agricole Latouche	JEHANNO Nicolas
	Activités touristiques	
	Association locale de Pêche	LAMEUL Etienne
	Gourhel (mairie)-Etude économique	BESSONNEAU Michel
	Base nautique - école de voile	RENAULT Gilles
	Camping Taupont	
	Camping Loyat	
	Complexe hôtelier	
	Golf	RIGUIDEL Annick
Experts	Ecobio – Université Rennes 1	BRIENT Luc
	Ecobio – Université Rennes 1	CLEMENT Bernard
	INSA Rennes	JIGOREL Alain
	INRA Rennes	MEROT Philippe
	Interfaces et gradients (BE)	PITTOIS Frédéric
	Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne pôle agronomie	TICO Sylvie
	ISARA Lyon	ROBIN Joël

Annexe 2 : Définition de l'eutrophisation (Faurie et al, 1998)



Eutrophisation naturelle d'un plan d'eau (Faurie et al, 1998)

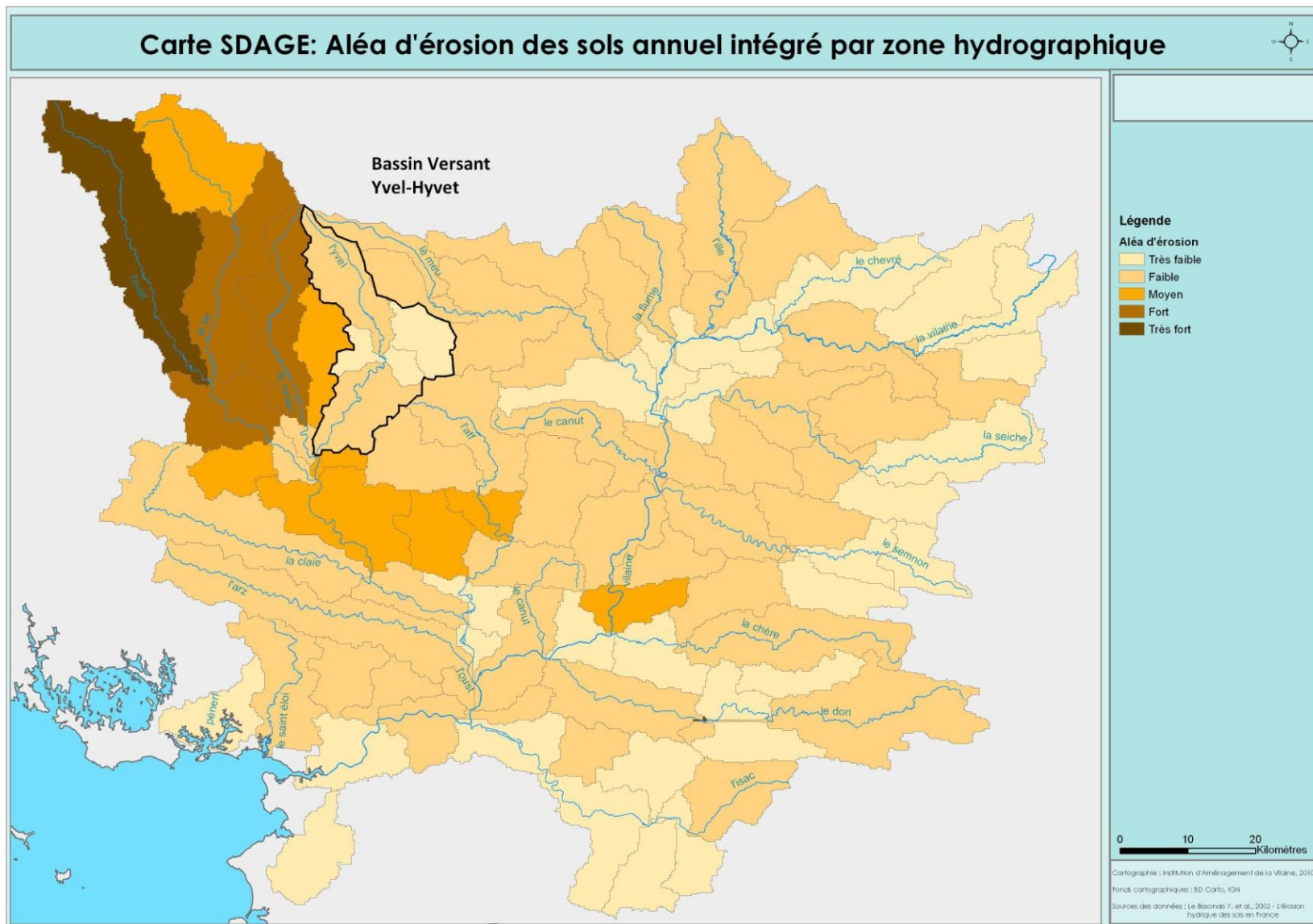


Dystrophisation d'un plan d'eau - impacts des activités humaines (Faurie et al, 1998)

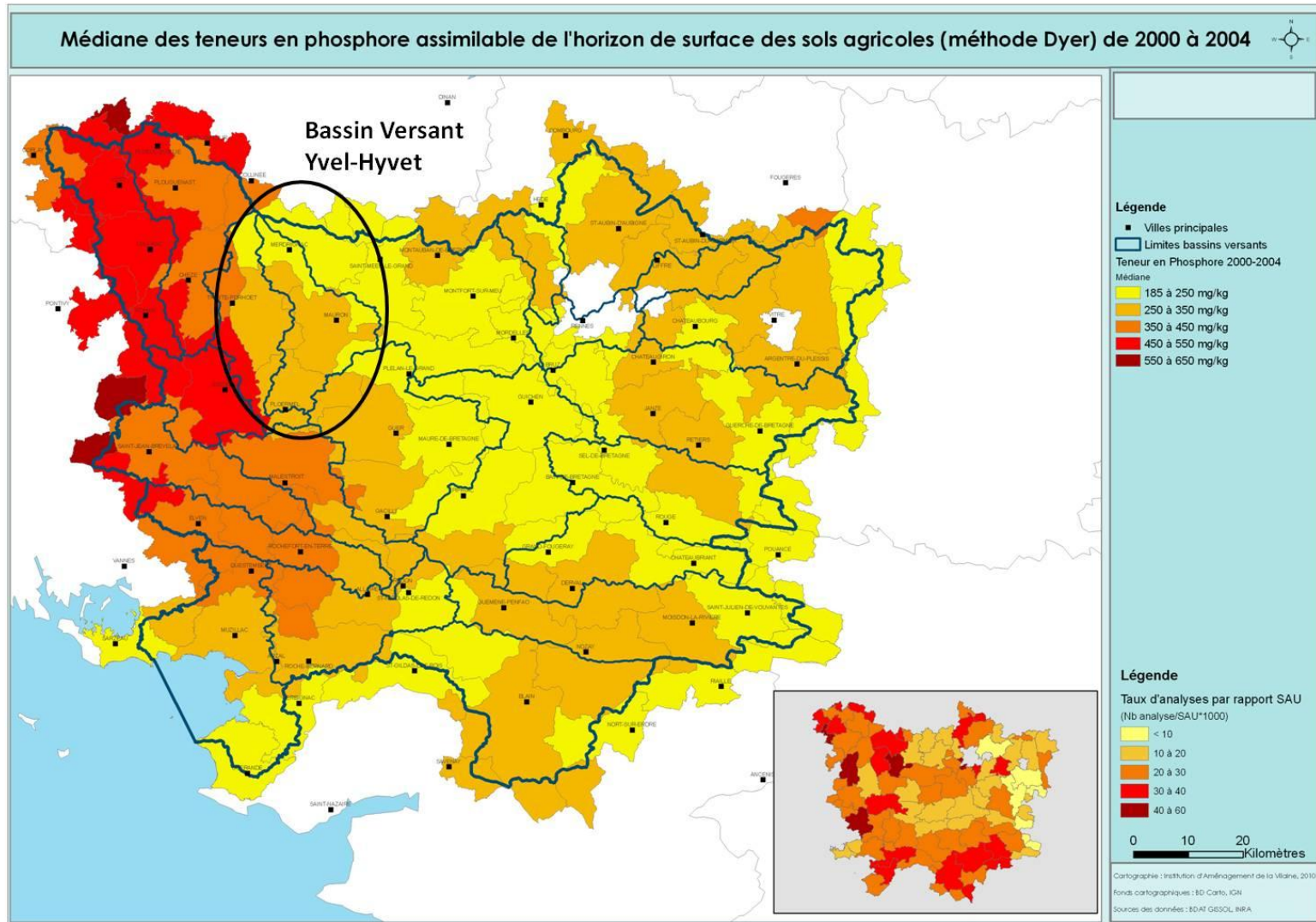
Annexe 3 : Carte des sous-bassins-versants du bassin Yvel-Hyvet (GBO, 2010)



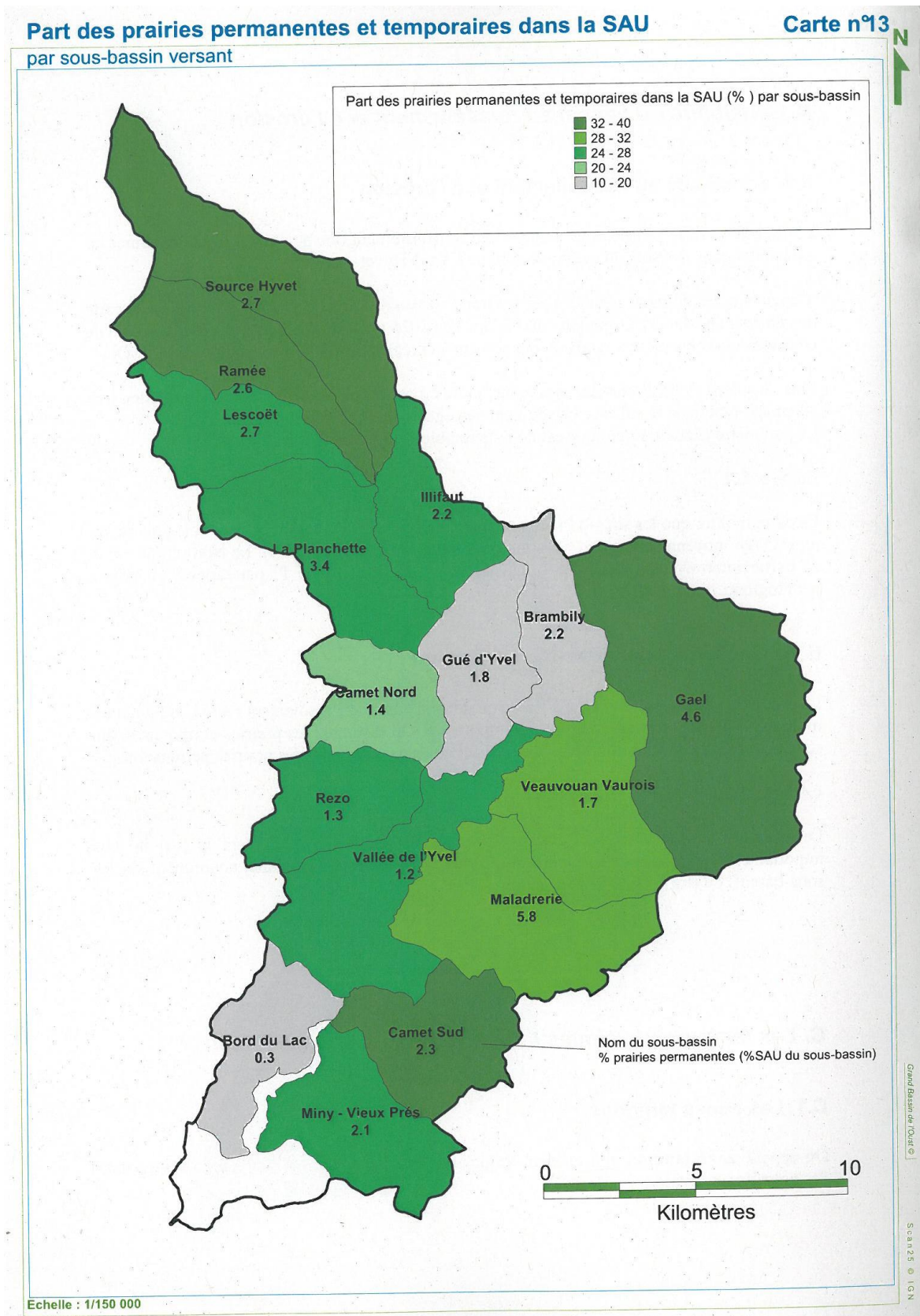
Annexe 4 : Carte SDAGE de l'aléa d'érosion des sols (SAGE Vilaine)



Annexe 5 : Carte représentant la médiane des teneurs en phosphore assimilable de l'horizon de surface des sols agricoles de 2000 à 2004 sur le territoire du SAGE Vilaine



Annexe 6 : Part des prairies permanentes et temporaires dans la Surface Agricole Utile (SAU) du bassin Yvel-Hyvet (GBO, 2010)



Annexe 7 : Calcul du flux de phosphore en provenance du réseau d'assainissement collectif

Commune	Type	Capacité nominale	Charge organique (%)	Nd EH réel reçu	production P kg/jour	Prod P kg/an	Rdmt 2011 %	P max mg/l	débit moyen journalier m3/j	Rejet moyen estimé kg/an	Rejet max P estimé kg/an	Nb mesure	Rejet max pondéré
Concoret	lagune naturelle	900	0,33	396	0,22	80,3	0	7,3	36	80,30	95,92	1	0,24
Guilliers	lagune naturelle	1000	0,44	560	0,71	259,15	0,6	4,4	83	103,66	133,30	4	0,24
Mauron	boue activée	4700	0,44	1927	3,1	1131,5	0,97	0,58	500	33,94	105,85	12	0,05
Néant sur Yvel	lagune naturelle	500	0,63	400	0,59	215,35	0,37	8,4	77	135,67	236,08	2	0,59
Saint Brieu de Mauron	lagune naturelle	150	0,76	94,5	0,12	43,8	0,63	3,8	12	16,21	16,64	1	0,18
Saint Léry (2010)	lagune naturelle	260	0,63	163,8	0,117	42,705	0,62	3	39	16,23	42,71	1	0,26
Merdrignac (22)	boue activée	3500	0,69	2212	3,28	1197,2	0,91	0,67	408	107,75	99,78	1	0,05
TOTAL BV		11010		5753,3	8,137	2970,0				493,76	730,28		

Moyenne par EH
2011 kg/an/EH

1,41
g/jour/EH 0,52
kg/an/EH

0,09
kg/an/EH 0,13
Kg/an/EH

1,61

Annexe 8 : Calcul du flux de phosphore en provenance du réseau d'assainissement non collectif

	Chiffres	Sources
Production de phosphore par un habitant en moyenne	1,9 g de P/jour	données SATESE 2010
Nombre d'habitant par foyer	[1,7 ; 2,3]	données SATESE et GBO 2010
Nombre d'installations autonomes	3272	(GBO,2010)
Production totale de P en ANC	10,6 et 14,3 kg/jour soit 3,9 à 5,2 t/an	

Annexe 9 : Calcul des indices morphologiques et du temps de renouvellement du Lac au Duc

Formules de calcul des indices liés à la morphologie du Lac au Duc

$$\text{Index de développement du rivage } D = \frac{\text{Périmètre}}{2 \times \pi \times \text{Surface}}$$

$$\text{Index de développement du volume } D_v = 3 \times \frac{\text{Hauteur moyenne}}{\text{Hauteur maximale}}$$

$$\text{Indice de creux moyen } I_c = \frac{\text{Hauteur moyenne}}{\sqrt{\text{Surface}}} \times 1000$$

Cas du Lac au Duc :

D	2,4	Dentricité assez faible, périmètre de l'étang peu sinueux
D _v	1,41	Forme concave du plan d'eau
I _c	1,87	Plan d'eau « normal » (ni très plat, ni très creux)

Calcul du temps de renouvellement du Lac au Duc

Mois	Flux (m ³ /s) (données GBO)	Nombre de jour dans mois	V (millions m ³)
oct-10	0,498	31	1,334
nov-10	2,84	30	7,361
déc-10	4,44	31	11,892
janv-11	5,6	31	14,999
févr-11	3,42	28	8,274
mars-11	2,04	31	5,464
avr-11	0,768	30	1,991
mai-11	0,81	31	2,170
juin-11	0,166	30	0,430
juil-11	0,052	31	0,139
août-11	0,111	31	0,297
sept-11	0,043	30	0,111

Volume total entré en 1 an (Millions m³)
54,462

Volume du Lac au Duc en eau (SIAEP, 2002)
3,66

Renouvellement (fréquence)	14,88
----------------------------	-------

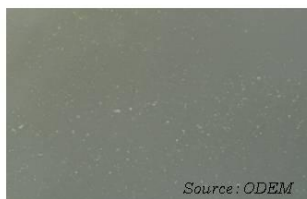
temps de séjour moyen (jour)	24,53
------------------------------	-------

Annexe 10 : Protocole d'échantillonnage des sédiments du Lac au Duc du 25 juin 2012

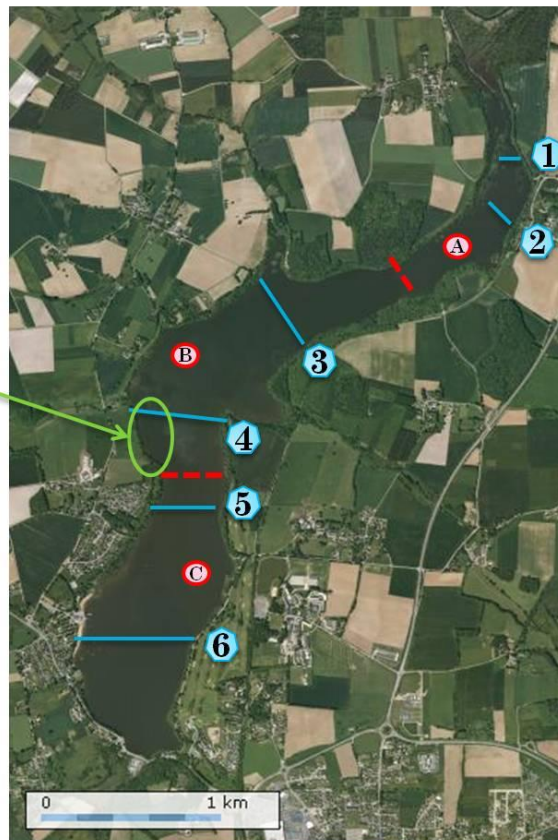
Observation générale Partie aval, à partir du transect 3 :

→ Peu de vase près des berges
Ex : 1 cm de vase à 20 m T4 - RD

Zone privilégiée de prolifération des cyanobactéries (Ex)



--- Délimitation zones (Saunier Techna, 2002)
— Transects réalisés



Lac au Duc
Image aérienne
IGN 2012



AMONT (1 et 2) :
• sédiments argileux
• 10-15 cm



MILIEU (3 et 4) :
• sédiments dilués,
cailloux
• Matières organiques

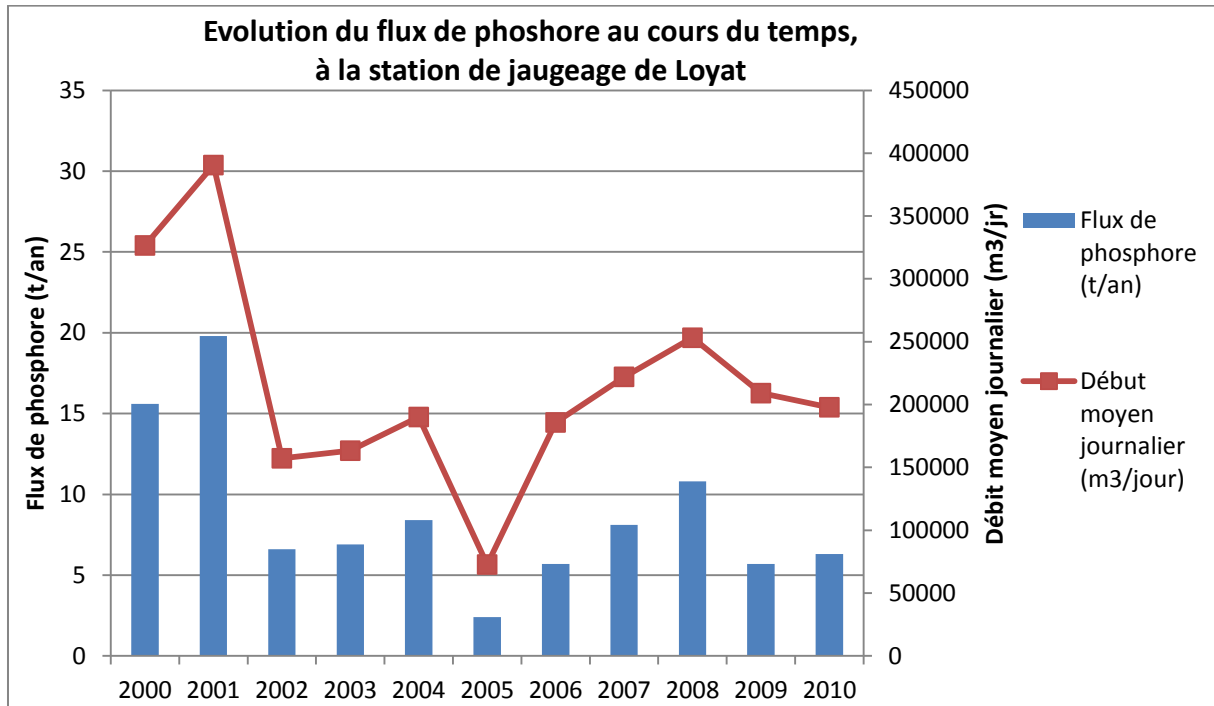
Protocole :

- 2 transects par zone (d'après Saunier Techna, 2002)
- 6 transects de l'amont vers l'aval
- 1 à 3 points par transect
- Difficulté de prélèvement dans le chenal
- Marquage des points GPS
- Mesure de la turbidité, de la concentration en chlorophylle a et en phycocyanine.

Résultats des mesures réalisées sur le plan d'eau

	Turbidité (cm)	Chlorophylle a (µg/l)	Phycocyanine (µg/l)
Transect 1	60	34	21
Transect 2	65	42	23
Transect 3	60	45	52
Transect 4	50	76	32
à 50 cm de prof		87	
Transect 5	60	53	32
Transect 6 RG	60	46	31
Transect 6 Centre		41	28
Transect 6 RD		37	27

Annexe 11 : Tendances d'évolution du flux de phosphore en provenance du bassin versant (données GBO de 2000 à 2010)

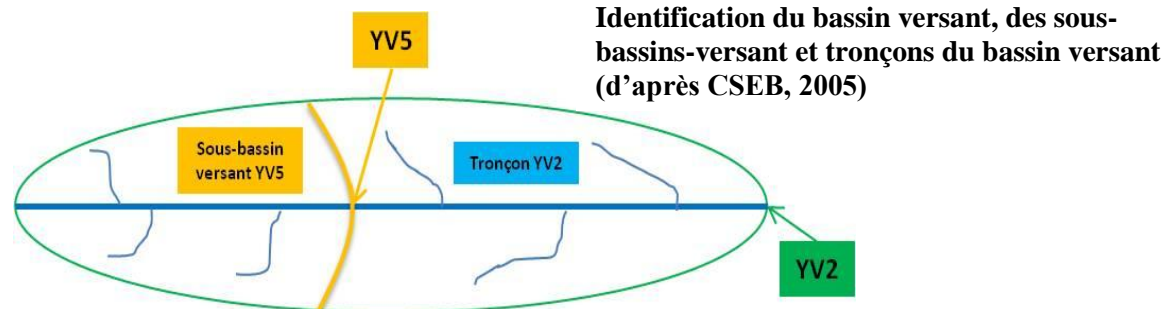


Annexe 12_a : Arbre des flux corrigés par le GBO pour l'année 2011 (issus de Macroflux, données GBO 2011)

2010-2011 avec correction

Amont du bassin versant

Ra 1		SH1		Tronçon YV 5	
Surface	1856,25	Surface	3387,5	Surface	6925
Flux	686,8125	Flux	1253,375	Flux	736,9375
Flux Spécifique	0,370	Flux Spécifique	0,370	Flux Spécifique	0,106



Identification du bassin versant, des sous-bassins-versant et tronçons du bassin versant (d'après CSEB, 2005)

YV 5	
Surface	12168,75
Flux	2677,125
Flux Spécifique	0,220

Gae 1	
Surface	5318,75
Flux	2074,312
Flux Spécifique	0,390

CN 1	
Surface	1187,5
Flux	403,75
Flux Spécifique	0,340

Re 1	
Surface	1468,75
Flux	705
Flux Spécifique	0,480

Ma 1	
Surface	2362
Flux	873,94
Flux Spécifique	0,370

Tronçon YV2	
Surface	7500,5
Flux	4068,122
Flux Spécifique	0,542

Amont du Lac au Duc

YV 2		CS 1	
Surface	30006,25	Surface	2025
Flux	10802,25	Flux	445,5
Flux Spécifique	0,360	Flux Spécifique	0,220

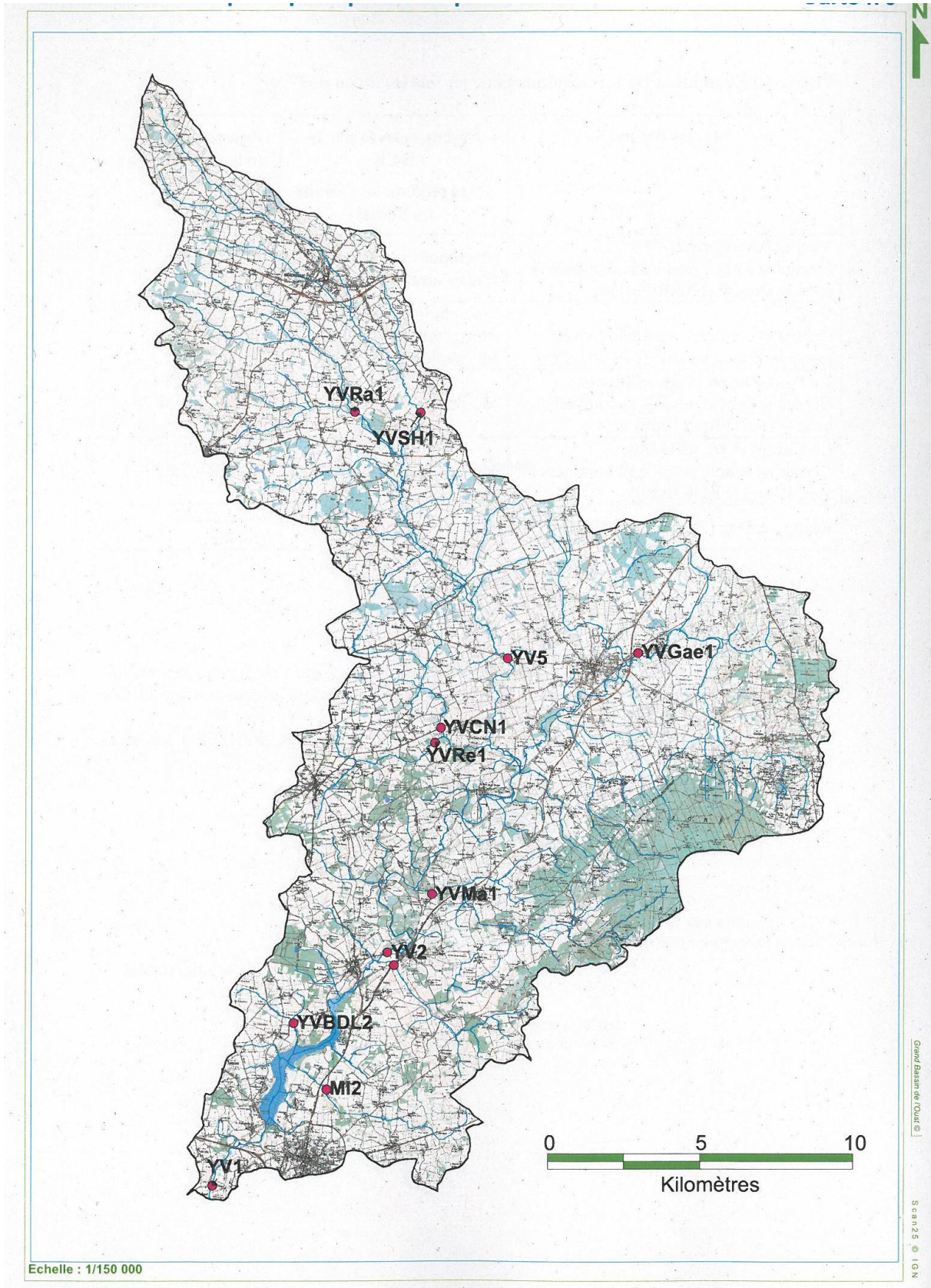
Ml 2		BDL 2	
Surface	1100	Surface	381,25
Flux	781	Flux	38,125
Flux Spécifique	0,710	Flux Spécifique	0,100

Tronçon YV 1 incluant le Lac au Duc	
Surface	3826,5
Flux	-6466,025
Flux Spécifique	0,160

Aval du Lac au Duc

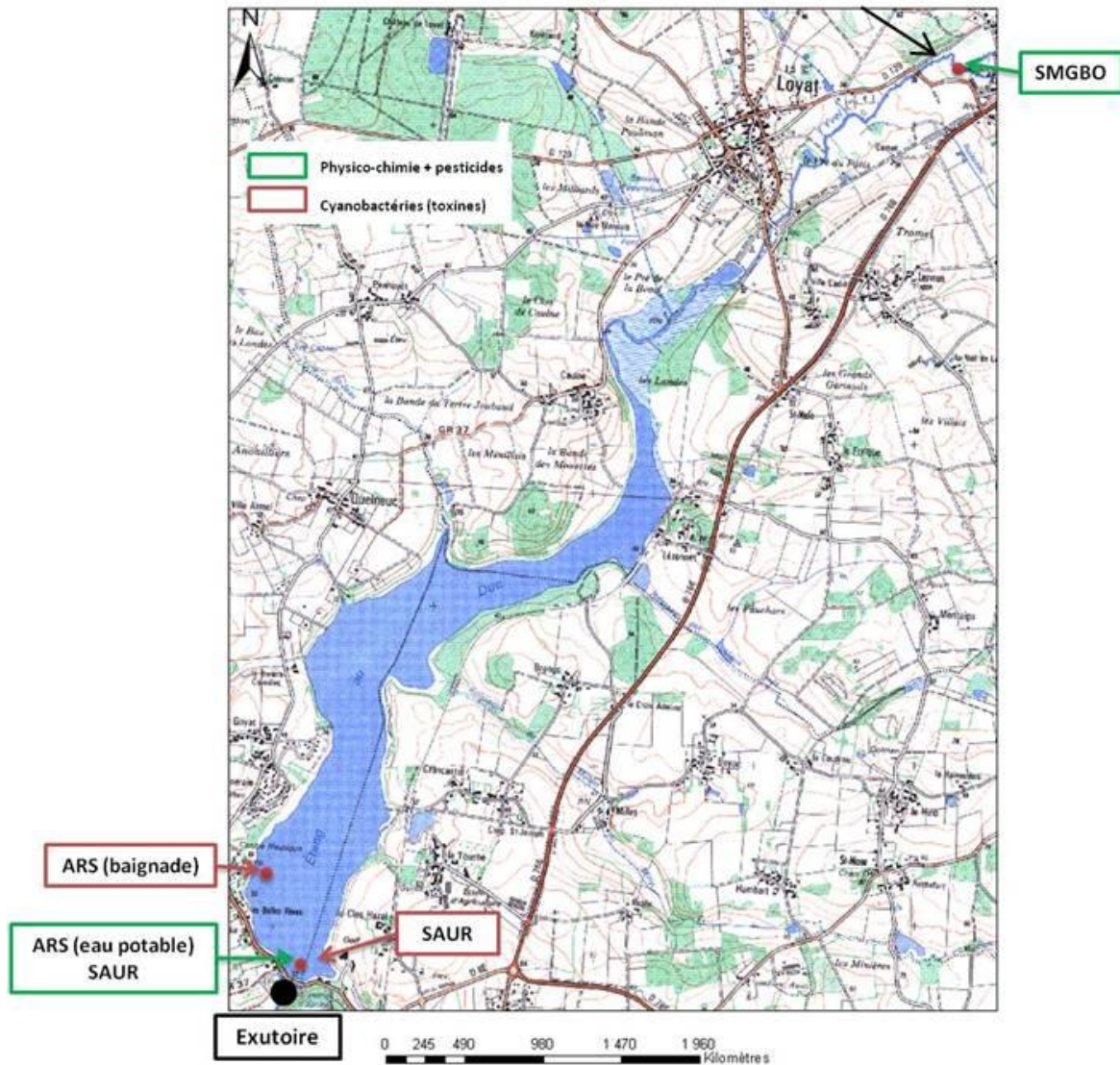
YV 1	
Surface	37339
Flux	5600,85
Flux Spécifique	0,150

Annexe 12_b : Localisation des principaux points de prélèvements (GBO, 2010)

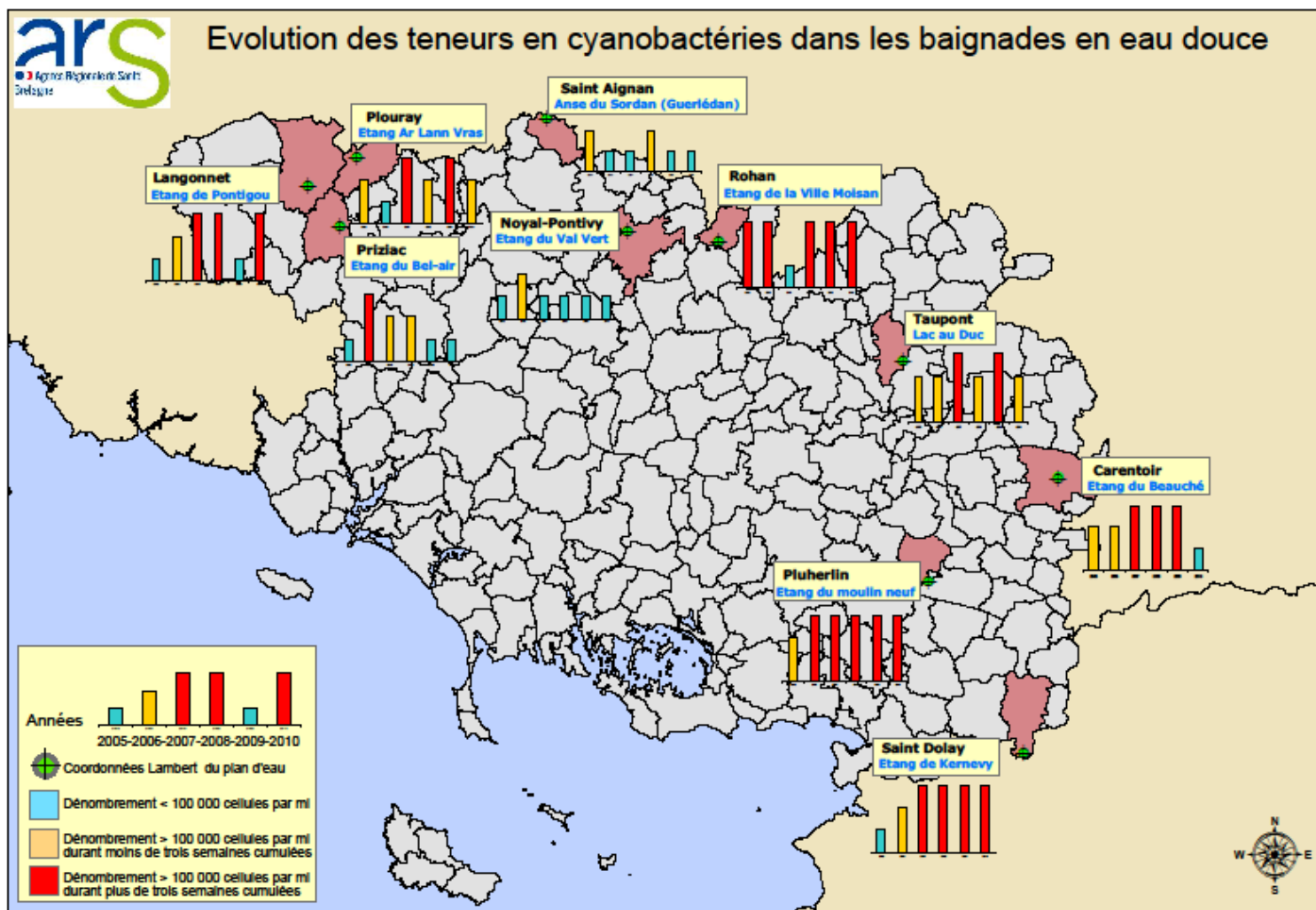


Annexe 13 : Dispositif de suivis existants sur l'Yvel (à l'amont du plan d'eau) et sur le Lac au Duc

Station de jaugeage de Loyat
code de la station : 04 196 950
code hydrologique : J8363110

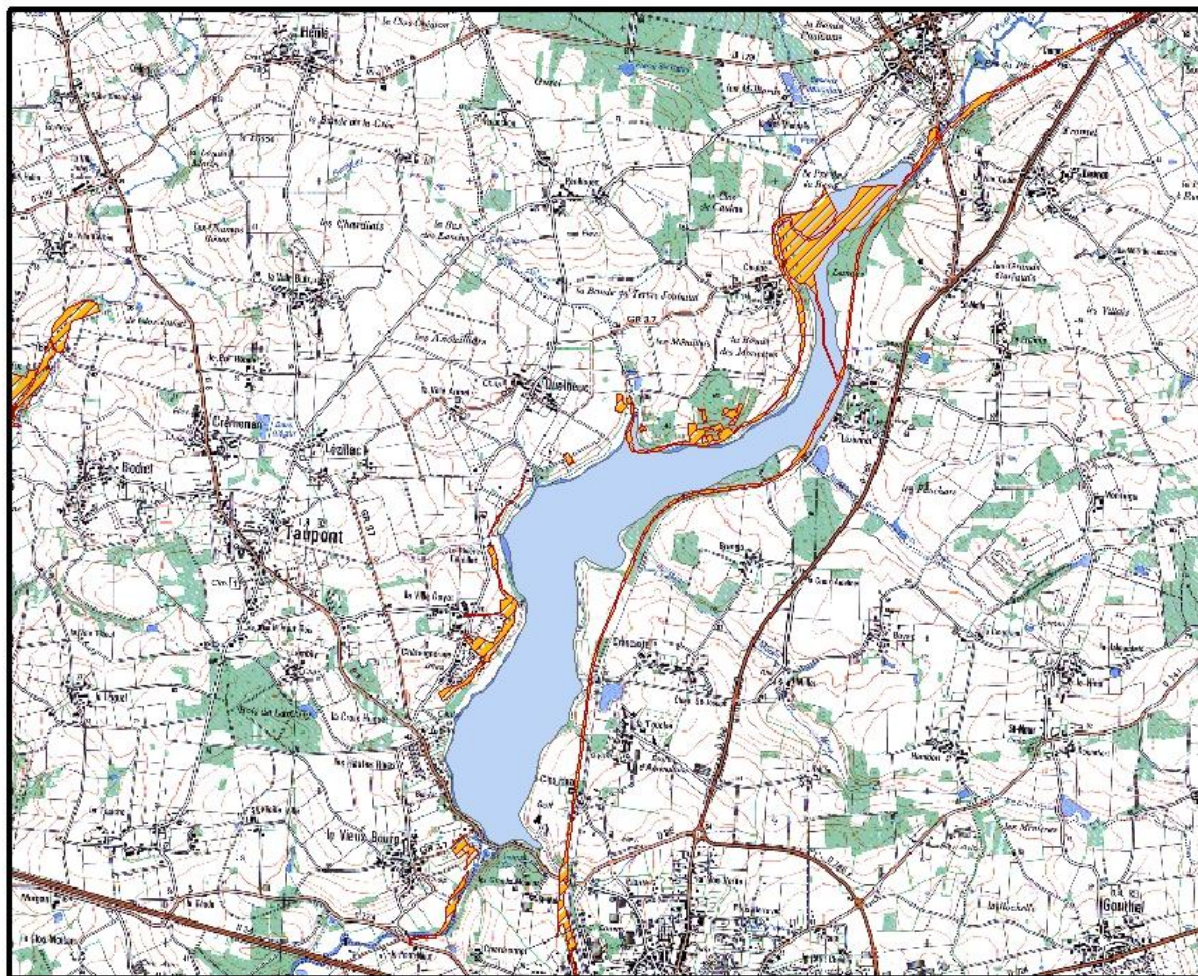


Annexe 14 : Evolution des teneurs en cyanobactéries dans les eaux de baignade surveillées par l'ARS dans le Morbihan (données ARS)





Annexe 15 : Localisation des zones en Espaces Naturels Sensibles sur les communes de Ploërmel, Taupont

Lac au Duc



Légende

-  ENS2012_Project
-  Masse Eau/lansE au

Mars 2012



Annexe 16 : Arrêté préfectoral de déclaration d'utilité publique des périmètres de protection du 3 septembre 1999

PREFECTURE DU MORBIHAN

DIRECTION DEPARTEMENTALE DE
L'AGRICULTURE ET DE LA FORET
Environnement
Affaire suivie par B. RAMBERT
Réf.: BR/CD
Tél: 02.97.68.21.59
Télécopie : 02.97.68.21.31
Doc : Ar.DUP PLOERMEL

ARRETE PREFECTORAL

portant

- . Autorisation de prélèvement dans l'Etang au Duc au lieu-dit Les Grands Moulins en PLOERMEL pour l'alimentation en eau potable du S.I.A.E.P. de la Région de PLOERMEL
- et
- . Déclaration d'utilité publique des périmètres de protection de cette prise d'eau

**Le Préfet du Morbihan,
Chevalier de la Légion d'Honneur
Commandeur de l'Ordre National du Mérite**

Vu le Code de la Santé Publique et notamment ses articles L 20 et L.20-1 ;

Vu le Code général des Collectivités Territoriales ;

Vu le Code de l'Expropriation pour cause d'utilité publique ;

Vu le Code Rural et notamment l'article 113 sur la dérivation des eaux non domaniales ;

Vu la loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution ;

Vu la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement ;

Vu la loi n° 82-213 du 2 mars 1982 relative aux droits et libertés des communes, des départements et des régions ;

Vu la loi n° 83-630 du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement

Vu la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau ;

Vu le décret modifié n°55-22 du 4 janvier 1955 portant réforme de la publicité foncière et le décret d'application modifié 55-1350 du 14 octobre 1955 ;

Vu le décret modifié n° 62-1448 du 24 novembre 1962 relatif à l'exercice de la police des eaux ;

Vu le décret n° 77-392 du 28 mars 1977 portant codification des textes législatifs concernant l'expropriation pour cause d'utilité publique ;

Vu le décret modifié n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application des lois des 16 décembre 1964 et 19 juillet 1977 susvisées ;

REPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

Place du Général-de-Gaulle - B.P. 501 - 56019 VANNES Cedex - Tél. 02 97 54 84 00

Vu le décret modifié n° 82-389 du 10 mai 1982 relatif aux pouvoirs des Préfets et à l'action des services et organismes publics de l'Etat dans les départements ;

Vu le décret n° 85-453 du 25 avril 1985 pris pour l'application de la loi du 12 juillet 1983 susvisée ;

Vu le décret n° 89-3 du 3 janvier 1989 relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux naturelles, complété et modifié par les décrets n° 90-330 du 10 avril 1990, n° 91-257 du 7 mars 1991 et n° 95-363 du 5 avril 1995 ;

Vu les décrets n°93-742 et 93-743 du 29 mars 1993 pris pour l'application de l'article 10 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 susvisée ;

Vu le décret n° 96-540 du 12 juin 1996 relatif aux déversements et à l'épandage des effluents d'exploitation agricole ;

Vu les arrêtés ministériels des 29 février 1992 et 13 juin 1994 modifiés par les arrêtés du 29 mars 1995 concernant les élevages soumis à autorisation ;

Vu l'arrêté du 24 mars 1998 relatif à la constitution des dossiers mentionnés aux articles 4, 5, 20 et 22 du décret n°89-3 du 3 janvier 1989 modifié ;

Vu l'arrêté préfectoral du 10 août 1954 déclarant d'utilité publique l'acquisition par la commune de PLOERMEL des terrains et bâtiments nécessaires à l'aménagement du service d'eau ainsi que tous les droits et obligations afférents à ces immeubles tels qu'ils sont désignés dans l'acte notarié passé à cet effet le 10 août 1954 ;

Vu les arrêtés préfectoraux des 20 décembre 1989, 12 janvier 1993 et 5 février 1998 concernant les élevages soumis à déclaration ;

Vu l'arrêté préfectoral du 3 avril 1996 relatif à l'application des produits antiparasitaires à usage agricole contenant du dinoterbe;

Vu l'arrêté préfectoral du 1er août 1997 relatif au programme d'action à mettre en œuvre pour réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole ;

Vu la circulaire interministérielle du 24 juillet 1990 relative à la mise en place des périmètres de protection des points de prélèvement d'eau destinée à l'alimentation des collectivités humaines ;

Vu le Règlement Sanitaire Départemental ;

Vu les délibérations du Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable de la région de PLOERMEL en date du 24 avril 1998 demandant l'instauration des périmètres de protection autour de la prise d'eau de l'Étang au Duc en PLOERMEL ;

Vu le rapport de l'Hydrogéologue Agréé en matière d'eau et d'hygiène publique en date du 31 mars 1998 ;

Vu les résultats de la consultation interservices ;

Vu l'arrêté préfectoral du 22 mars 1999 prescrivant l'ouverture des enquêtes publique et parcellaire ;

Vu les pièces des dossiers d'enquêtes d'utilité publique et parcellaire auxquelles il a été procédé dans les communes de LOYAT, PLOERMEL et TAUPONT du lundi 3 mai au jeudi 3 juin 1999 inclus, conformément à l'arrêté préfectoral en date du 22 mars 1999 ;

Vu les conclusions du Commissaire-Enquêteur désigné dans le cadre de cette procédure ;

Vu l'avis du Conseil Départemental d'Hygiène en date du 5 juillet 1999 ;

CONSIDERANT que le projet présente un caractère d'utilité publique certain ;

SUR les propositions de l'Ingénieur en Chef d'Agronomie, Directeur Départemental de l'Agriculture et de la Forêt ;

ARRETE

Article 1 -

Sont déclarés d'utilité publique :

- . la prise d'eau pour l'alimentation en eau potable du S.I.A.E.P. de la Région de PLOERMEL dans l'Etang au Duc en PLOERMEL, au lieu-dit Les Grands Moulins en PLOERMEL ;
- . la création des périmètres de protection immédiate, rapprochée et éloignée de cette prise d'eau.

Article 2 -

Le S.I.A.E.P. de la Région de PLOERMEL est autorisé à dériver une partie des eaux de l'Etang au Duc, au moyen des ouvrages de captage établis au lieu-dit Les Grands Moulins en PLOERMEL.

Le volume à prélever par pompage par le S.I.A.E.P. ne peut excéder 400 m³/heure.

Le S.I.A.E.P. est autorisé à utiliser l'eau en vue de la consommation humaine.

Article 3 -

Conformément à l'article L 20 du Code de la Santé Publique et en application des dispositions des décrets n° 67-1094 du 15 décembre 1967 et n° 89-3 du 3 janvier 1989 modifié, des périmètres de protection immédiate, rapprochée et éloignée sont établis autour de cette prise d'eau.

Ces périmètres s'étendent conformément aux indications du plan et à la liste des parcelles joints au présent arrêté.

Article 4 -

4-1- Le Périmètre de protection Immédiate :

4-1-1- Le périmètre de protection a pour objectif de protéger la prise d'eau.

4-1-2- Ce périmètre, qui correspond à une partie du plan d'eau, est matérialisé par des lignes de flotteurs encadrant la prise d'eau.

4-1-3- **A l'intérieur de ce périmètre sont interdits :**

- toutes activités autres que celles nécessitées par son entretien ou liées au Service des Eaux ;
- tout accès autre que celui nécessaire au Service des Eaux ;
- toute utilisation d'herbicides, notamment les désherbants totaux, fongicides, insecticides ou autres produits phytosanitaires.

4-2- Le Périmètre de protection Rapprochée :

4-2-1 - A l'intérieur de ce périmètre, deux zones distinctes sont mises en place :

. une zone sensible correspondant à l'étang lui-même et à une bande de terrain le bordant.

Cette zone intègre les parcelles boisées et les secteurs humides. Ailleurs, elle correspond à une bande enherbée d'au moins 20 m de large, au-dessus de la cote des plus hautes eaux.

. une zone complémentaire correspondant au reste du périmètre, conformément au plan joint.

4-2-2 - Sur la totalité du périmètre de protection rapprochée, zone sensible et zone complémentaire :

4-2-2-1 - **sont interdits :**

1 - la création de plans d'eau, mares ou étangs et de points de prélèvement d'eau superficielle ;

à l'exception :

. des plans d'eau réalisés dans un but d'amélioration de la qualité de l'eau de la retenue et qui seront soumises à autorisation préalable (cf. article 5) ;

2 - tout prélèvement d'eau dans l'étang et les cours d'eau qui l'alimentent,

notamment tout prélèvement à l'aide de tonne dans le but de diluer des produits de traitement phytosanitaires ;

la manipulation de produits phytosanitaires, remplissage et vidange de cuve, réalisation de mélange, nettoyage de matériel, à proximité du plan d'eau et des cours d'eau qui l'alimentent ;

3 - la création d'assainissement hydraulique (drainage) ;

4 - la création d'irrigation ;

5 - l'ouverture et l'exploitation de carrières et d'excavation à ciel ouvert ;

6 - le dépôt d'ordures ménagères, immondices, détritiques, déchets communément désignés inertes, produits radioactifs, et de tous produits et matières susceptibles d'altérer la qualité des eaux par infiltration ou ruissellement,

- les stockages au champ à caractère permanent ou de longue durée (supérieure à 1 mois) :
 - . de dépôts non aménagés, de fumiers et de matières fermentescibles destinés à la fertilisation des sols, de produits fertilisants* ou de produits phytosanitaires* (* ces produits devront être stockés dans les bâtiments) ;
 - . de silos non aménagés destinés à la conservation par voie humide des aliments pour animaux, ensilage d'herbe ou de maïs ;
- 7 - l'installation de canalisations, réservoirs ou dépôts d'hydrocarbures liquides ou gazeux, de produits chimiques et d'eaux usées de toute nature,
 - à l'exception :**
 - . des ouvrages d'alimentation individuelle, liés aux habitations ou aux exploitations agricoles existantes qui devront être réalisés conformément à la réglementation qui leur est applicable et sous contrôle de la D.D.A.S.S. ;
 - . du réseau d'assainissement collectif ;
 - . des ouvrages destinés à l'alimentation en eau potable de la collectivité ;
 - . des canalisations et stockages susceptibles d'améliorer la protection de la prise d'eau ; qui seront soumis à autorisation préalable (Cf. article 5) ;
- 8 - la création de toute installation classée ;
- 9 - L'épandage de toutes déjections avicoles, (fientes ou fumier de volailles) ou cunicoles ;
- 10 - les élevages porcins et avicoles de type "plein air" ;
- 11 - l'affouragement permanent des animaux au champ ;
- 12 - la suppression de l'état boisé des parcelles ainsi que la suppression des friches, des taillis, haies et talus faisant obstacle au ruissellement, qui devront être conservés conformément au plan joint ;
L'exploitation normale du bois est autorisée.
- 13 - l'utilisation de produits phytosanitaires pour l'entretien des chemins, des bas-côtés des chaussées et des fossés ;
- 14 - l'utilisation de produits phytosanitaires classés très toxique, toxique et nocif, tel que mentionné sur l'étiquetage des spécialités commerciales ;
- 15- l'aspersion de produits phytosanitaires par voie aéroportée ;
- 16 - la création de cimetière.

4-2-2-2 - **sont soumis à autorisation préalable**, et doivent de ce fait faire l'objet d'une **demande préalable** auprès de Monsieur le Préfet du Morbihan (cf. article 5) :

- 1 - la création ou modification des conditions d'utilisation des voies de communication ;
- 2 - la création ou suppression de fossés ;
- 3 - tout terrassement, tout remblaiement, (pour voirie, canalisations d'adduction...) ;
- 4 - Toute extension, rénovation ou changement d'affectation de bâtiment existant ;
l'extension des bâtiments existants ne doit pas entraîner de surfertilisation du périmètre de protection rapprochée. Les terres d'épandage doivent être situées à l'extérieur du périmètres de protection rapprochée.

4-2-2-3 - **peut, en outre, être interdit ou réglementé** tout fait susceptible de porter atteinte directement ou indirectement à la qualité des eaux.

4-2-2-4 - **Points particuliers :**

- 1 - Les bâtiments d'élevage et autres ne doivent induire ni rejets, ni infiltration d'eaux souillées. Les bâtiments font l'objet d'aménagement permettant de suivre cette prescription ;
- 2 - Les dispositifs d'assainissement autonome des habitations sont mis et maintenus en conformité avec la réglementation en vigueur et sous contrôle de la DDASS ;
- 3 - Les constructions sont autorisées selon les règlements imposés par les P.O.S. des communes dans l'état existant au 1er janvier 1999 ;

4-2-3 - **Dans la seule zone sensible :**

4-2-3-1 - **Obligations :**

Toutes les parcelles agricoles sont mises et/ou maintenues en bois, en prairies de longue durée, en jachère, voir temporairement en friches, conformément aux indications du plan joint.

4-2-3-2 - **Restrictions :**

- 1 - Les prairies qui, éventuellement, doivent être retournées, ne peuvent l'être qu'entre le 1er mars et le 1er avril et doivent être réimplantées dans un délai maximal de 15 jours après le retournement.
- 2 - Le pâturage n'est autorisé que pendant 6 mois, **du 1er avril au 30 septembre inclus**, et à condition qu'il n'y ait pas destruction du couvert végétal.

4-2-3-3 - Interdictions supplémentaires :

Dans cette zone sensible, sont interdits :

- 1 - L'épandage d'effluents liquides (lisiers, purins, boues de station d'épuration, effluents d'industries agro-alimentaires, eaux résiduaires des établissements renfermant des animaux, matières de vidange, eaux résiduaires d'origine domestique, jus d'ensilage
- 2 - l'affouragement des animaux à la pâture ;
- 3 - le pâturage du 1 octobre au 31 mars ;
- 4 - l'abreuvement direct des animaux dans l'étang et les cours d'eau qui l'alimentent ;
- 5 - L'utilisation de produits phytosanitaires pour l'entretien des jardins, des bois, et des parcelles agricoles, sauf autorisation préalable de Monsieur le Préfet (Cf. article 5)

4-2-4 - Dans la seule zone complémentaire :

Interdictions spécifiques :

- L'épandage d'effluents liquides (lisiers, purins, boues de stations d'épuration, effluents d'industries agro-alimentaires, eaux résiduaires d'origine domestique, jus d'ensilage...) est interdit pendant 6 mois, du 1er octobre au 31 mars inclus,

4-3 - Le Périmètre de protection Eloignée :

Ce périmètre correspond à une aire de surveillance dans laquelle :

4-3-1 - sont réglementés :

et doivent de ce fait faire l'objet d'une **déclaration préalable** auprès de Monsieur le Préfet du Morbihan (cf. art. 5) :

- 1 - les réalisations et activités interdites dans le périmètre de protection rapprochée et énumérées dans les paragraphes numérotés 1, 3 à 8, 10, 12, 15 et 16 de l'article 4-2-2-1 ;
- 2 - les réalisations et activités soumises à autorisation préalable dans le périmètre de protection rapprochée, et énumérées dans l'article 4-2-2-2.

4-3-2- sont autorisées:

et peuvent s'exercer librement,

les activités et réalisations interdites dans le périmètre de protection rapprochée mais non réglementées dans le périmètre de protection éloignée

soit entre autres et sous réserve du respect de la réglementation générale ::

1 - l'épandage :

sur les parcelles agricoles aptes à l'épandage,

. d'effluents liquides (lisiers, purins, boues de stations d'épuration, effluents d'industries agro-alimentaires, eaux résiduaires des établissements renfermant des animaux, matières de vidanges, eaux résiduaires d'origine domestique, jus d'ensilage) ;

. de déjections solides (fientes de volailles, lapins, etc...);

. de fumiers de volailles ;

2 - l'utilisation de produits phytosanitaires.

4-3-3- peut, en outre, être réglementé tout fait susceptible de porter atteinte directement ou indirectement à la qualité des eaux.

4-3-4 - Points particuliers :

1 - Les bois classés aux P.O.S. devront être conservés.

2 - Les sièges d'exploitations agricoles seront mis en conformité avec la réglementation qui les concerne.

3 - Les dispositifs d'assainissement, de dimension individuelle et liés aux habitations existantes, s'ils ne peuvent être raccordés à un assainissement collectif, seront mis et/ou maintenus en conformité avec la réglementation en vigueur.

Article 5 -

La demande d'autorisation et de déclaration préalable, évoquée aux paragraphes 4-2-2-1, 4-2-2-2-, 4-2-3-3 et 4-3-1, devra présenter :

- les caractéristiques du projet et notamment celles qui risquent de porter atteinte directement ou indirectement à la qualité de l'eau ;

- les dispositions prévues pour parer aux risques précipités.

Le pétitionnaire aura à fournir tous les renseignements complémentaires susceptibles de lui être demandés.

L'Administration fera connaître les dispositions prescrites en vue de la protection des eaux dans un délai maximum de trois mois à partir de la fourniture de tous les renseignements ou documents réclamés.

Sans réponse de l'Administration au bout de ce délai, seront réputées admises les dispositions prévues par le pétitionnaire.

Article 6 -

Les servitudes instituées dans le périmètre de protection rapprochée point de prélèvement d'eau seront soumises aux formalités de la publicité foncière par la publication du présent arrêté à la Conservation des Hypothèques.

Notification individuelle du présent arrêté sera faite aux propriétaires des terrains compris dans le périmètre de protection rapprochée.

Monsieur le Président du S.I.A.E.P. de la région de PLOERMEL est chargé d'effectuer ces formalités.

Article 7 -

Monsieur le Président du S.I.A.E.P. de la région de PLOERMEL est autorisé à acquérir pour le compte de la collectivité, à l'amiable, les terrains nécessaires à la constitution du périmètre de protection rapprochée.

Article 8 -

Il sera pourvu à la dépense tant au moyen de fonds libres dont pourra disposer la collectivité concernée que des emprunts qu'elle pourra contracter ou des subventions qu'elle sera susceptible d'obtenir de l'Etat ou d'autres collectivités ou d'établissements publics.

Article 9 -

Les eaux devront répondre aux conditions exigées par le Code de la Santé Publique. Le contrôle de leur qualité, ainsi que du fonctionnement des dispositifs de traitement éventuel, seront assurés par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales.

Article 10 -

- Monsieur le Secrétaire Général de la Préfecture,
- Monsieur le Directeur Départemental des Affaires Sanitaires et Sociales .
- Monsieur l'Ingénieur en Chef d'Agronomie, Directeur Départemental de l'Agriculture et de la Forêt,
- Monsieur le Président du S.I.A.E.P. de la Région de PLOERMEL,
- Monsieur le Maire de LOYAT,
- Monsieur le Maire de PLOERMEL,
- Monsieur le Maire de TAUPONT,

sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, dont ampliation sera adressée à :

- Monsieur le Directeur Régional de l'Industrie et de la Recherche ;
 - Monsieur le Directeur Départemental de l'Equipement ;
- avec publication au recueil des actes administratifs de la Préfecture.

VANNES, le

19 SEP. 1999

LE PREFET
Pour le préfet et par délégation,
le secrétaire général,

Pour le secrétaire général absent,
Le sous-préfet,


Alain COULAS

- P.J. : - Liste des parcelles des périmètres de protection immédiate, rapprochée et éloignée.
- 2 plans des périmètres de protection rapprochée au 1/4 500 et 1/12 000,
- 1 plan des périmètres de protection rapprochée et éloignée au 1/25 000

ARRETE PREFECTORAL

portant

. Autorisation de prélèvement dans l'Etang au Duc au lieu-dit Les Grands Moulins en PLOERMEL
pour l'alimentation en eau potable du S.I.A.E.P. de la Région de PLOERMEL
et

. Déclaration d'utilité publique des périmètres de protection de cette prise d'eau

Liste des Parcelles concernées

PERIMETRE DE PROTECTION IMMEDIATE**PLOERMEL**

Section XB 2, 3, 4

TAUPONT

Section ZP 297p.

PERIMETRE DE PROTECTION RAPPROCHEE**Zone sensible****LOYAT :**

Section M 519,
1002, 1442, 1443, 1444, 1445, 1446, 1447, 1451p, 1462, 1499, 1500, 1501, 1502,
Section YB 38, 39, 40, 41, 42, 54p, 55p, 56p, 57p, 58p, 59p, 60p, 61p, 62p, 63p,
102, 103, 104, 176, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194,
195, 196, 197, 198, 199,
200, 201, 202, 203, 204, 205, 206, 207, 208, 209, 210, 211, 212, 214, 215, 216, 217, 218, 219, 220, 221, 222,
223, 224, 225, 226, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 234, 235, 236, 237, 238, 239, 240, 241, 242, 243, 244,
250, 251, 252, 254, 255, 256, 257, 258, 259, 260, 261, 262, 269, 271, 272, 273, 274, 275 ;
Section ZY 44, 45,
108, 109, 110, 111, 112 ;

PLOERMEL :

Section AO 4
Section XC 5, 6, 7, 8, 17, 38, 39, 44p,
213, 214, 215, 217, 255p, 257, 258, 272, 273, 282p, 284p, 286, 288,
380p, 383, 384p, 388, 398p,
486p ;
Section XD 2p, 3p, 87p, 88p ;
Section ZA 1p, 2p, 5p, 75p, 76p

TAUPONT :

Section AC 8 .
Section ZK 113, 114, 117, 118, 119, 121, 122, 123, 189, 190, 191p, 192p, 193,
241, 242, 253, 254, 255, 256, .
Section ZL 148p, 347p, 348p ;
Section ZN 97, 103, 179, 180,
241, 249p, 262, 263, 264, 265, 266,
Section ZO 204p, 221p, 223p, 315, 316p, 365p, 386, 387p, 403p ;
Section ZP 203, 242p, 243p, 244, 245, 246, 247, 248p, 249p, 250, 251p, 252, 253, 254p, 257, 310p, 311p ;

Zone Complémentaire :

LOYAT :

- Section M** 1200, 1201, 1205, 1206, 1208,
1233, 1234, 1235, 1236, 1237, 1238, 1239, 1240, 1241, 1242, 1243, 1244, 1245, 1246, 1247, 1248, 1448, 1449,
1450, 1451p, 1460, 1461, 1463, 1464, 1465, 1467, 1473, 1476, 1480, 1482, 1483, 1485, 1486, 1487, 1488,
1489, 1490, 1491, 1492, 1493, 1494, 1495, 1496, 1497, 1498,
1503, 1504, 1506, 1507, 1508, 1509, 1510, 1511, 1512, 1513, 1529, 1530, 1558, 1559 ;
- Section YB** 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54p, 55p, 56p, 57p, 58p, 59p, 60p, 61p, 62p, 63p, 67, 73p,
132, 133, 136, 137, 138, 139, 140, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 171, 172, 173, 174, 175,
245, 246, 247, 248, 249, 253, 263, 264, 265, 266, 267, 268, 270, 278, 279, 280 ;
- Section ZW** 107, 108, 109, 111, 112, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 127, 128, 142, 144, 145 ;

PLOERMEL :

- Section XB** 1, 6, 25, 41, 42, 57p, 73, 103 ;
- Section XC** 25, 29, 30, 31, 32, 41, 44p, 46, 226, 227, 228, 231, 232, 233, 234, 235, 240, 241, 242, 243, 247, 255p, 271, 278,
279, 280, 281, 282p, 283, 284p, 285, 287, 289, 294, 295, 296, 297, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306,
307, 308, 309, 380p, 381, 382, 384p, 385, 389, 390, 391, 392, 393, 394, 395, 396, 397, 398p, 399, 400, 402,
403, 404, 414, 415, 416, 417, 418, 419, 420, 421, 422, 423, 424, 425, 426, 427, 428, 429, 430, 431, 432, 433,
434, 436, 437, 438, 439, 440, 441, 442, 443, 444, 445, 452, 486p, 492, 493, 494, 495, 496,
- Section XD** 2p, 3p, 5, 7, 84p, 86, 87p, 88p ;
- Section ZA** 1p, 2p, 4, 5p, 63p, 70, 71, 72, 75p, 76p

TAUPONT :

- Section ZL** 347p, 348p .
- Section ZN** 98, 152, 153, 154, 181, 183, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 202, 203,
204, 205, 206, 207, 208, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 215, 216, 217, 218, 219, 220, 221, 222, 223, 224, 225,
226, 227, 228, 229, 230, 239, 240, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249p, 256, 257, 260, 261, 267, 268, 269, 270 ;
- Section ZO** 159, 161, 162, 164, 165, 166, 184, 185, 188, 189, 200, 203, 204p, 205, 206, 210, 211, 216, 217, 221p, 223p,
224, 225, 227, 233, 234, 236, 237, 238, 239, 240, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249, 250, 251, 252,
253, 254, 255, 256, 257, 258, 259, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 269, 272, 280, 281, 282, 283, 284, 285,
286, 287, 288, 293, 295, 308, 311, 312, 313, 314, 316p, 320, 321, 359, 361, 362, 363, 364, 365p, 366, 368, 375,
376, 377, 378, 379, 380, 381, 382, 383, 384, 385, 387p, 390, 391, 398, 400, 402, 403p, 404, 408, 409, 410, 411,
412, 413, 414,
- Section ZP** 201, 204, 207, 208, 209, 210, 211, 212, 213p, 214, 215, 219, 221, 222, 223, 224, 225, 226, 227, 230, 231, 232,
237, 239, 240, 242p, 243p, 248p, 249p, 254p, 259, 261, 262, 264, 265, 268, 269, 270, 274, 275, 276, 277, 278,
279, 280, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 289, 291, 292, 293, 294, 295, 296p, 297p, 298, 301, 302, 303, 310p,
311p, 312, 313, 314, 315, 316, 317, 318, 319, 322, 323, 351, 352, 353, 354, 356, 357, 358, 359, 361, 387, 388,
405.

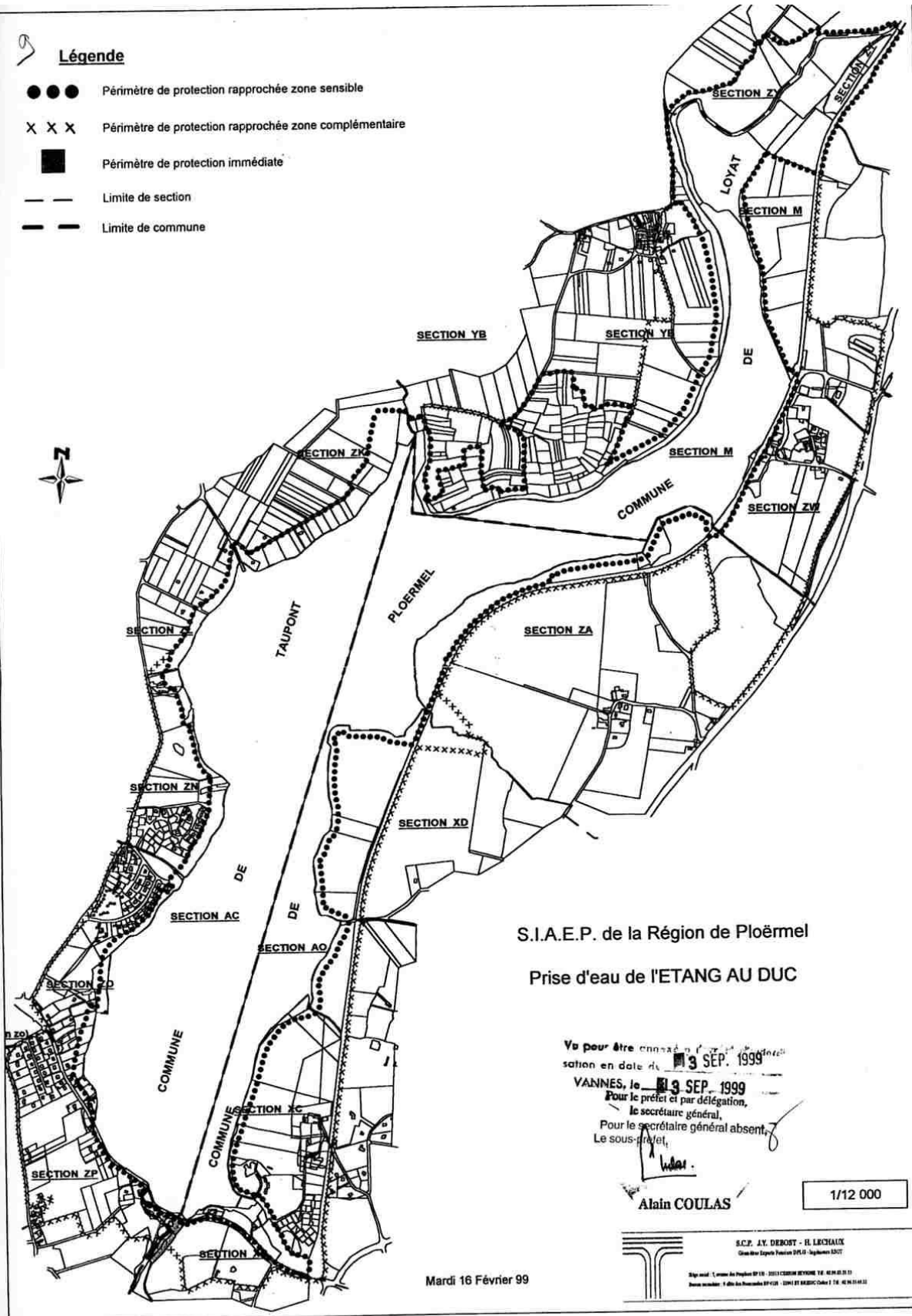
Vu pour être annexé à l'arrêté d'autorisation en date de _____

YANNES. le 10 SEP 1999
Pour le préfet et par délégation,
Le secrétaire général,
Pour le secrétaire général absent,
Le sous-préfet,


Alain COULAS

Légende

- ● ● Périimètre de protection rapprochée zone sensible
- X X X Périimètre de protection rapprochée zone complémentaire
- Périimètre de protection immédiate
- — Limite de section
- — Limite de commune



S.I.A.E.P. de la Région de Ploërmel
Prise d'eau de l'ETANG AU DUC

Vo pour être enregistré en date de **03 SEP. 1999**

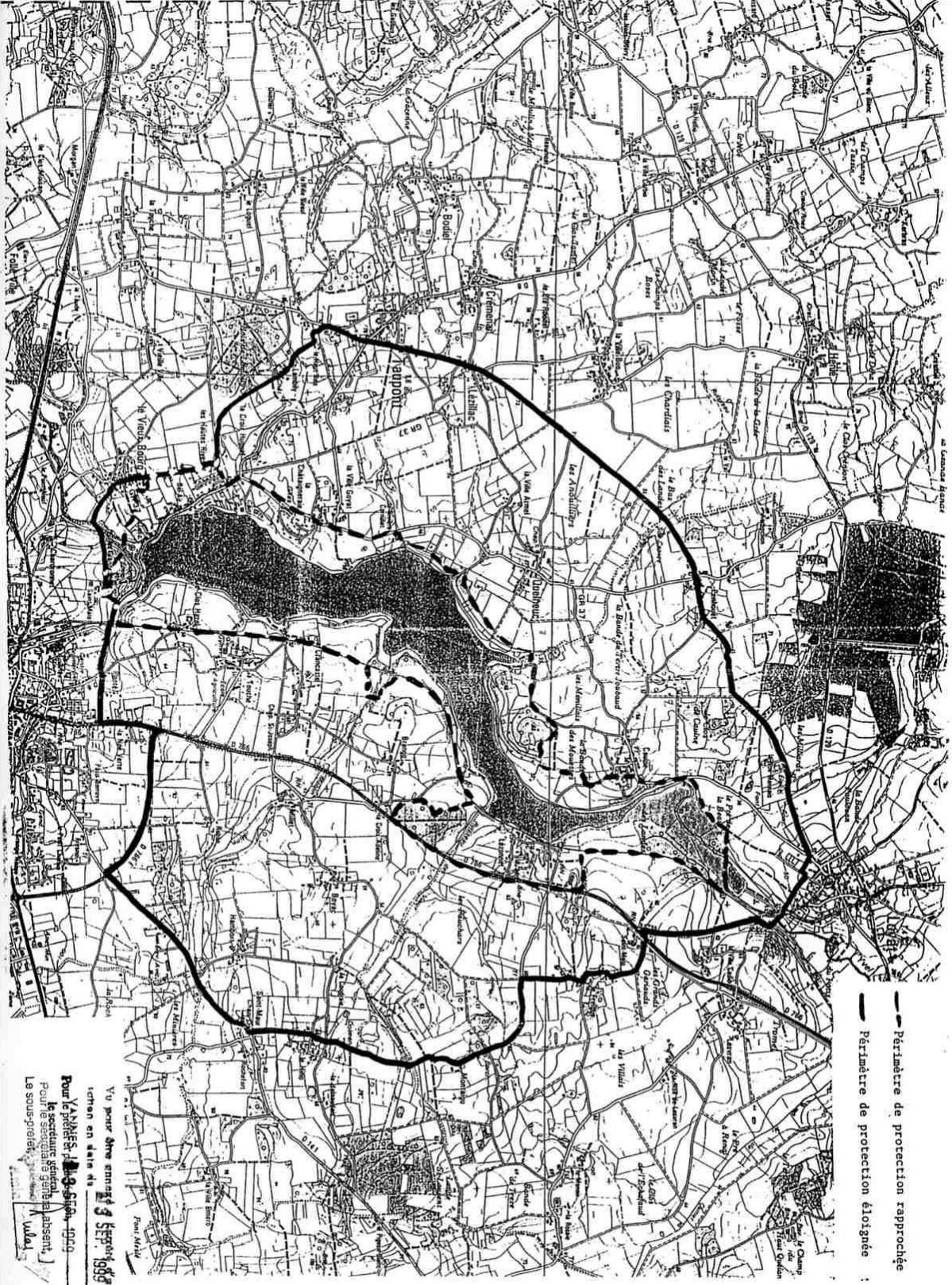
VANNES, le 03 SEP. 1999
 Pour le préfet et par délégation,
 le secrétaire général,
 Pour le secrétaire général absent,
 Le sous-préfet,

Alain Coulas
Alain COULAS

1/12 000

Mardi 16 Février 99

S.C.P. J.Y. DEROST - H. LECHAUX
 Grand Maître Expert Fondateur D.P.L.G. - Ingénieur E.C.T.C.
20000 Vannes - 1, Avenue des Professeurs DE LAUNAY - 56100 VANNES - Tél. 02 97 40 10 11
Service technique : 1 Allée des Bénédictins BP 10108 - 56100 VANNES - Tél. 02 97 40 10 12

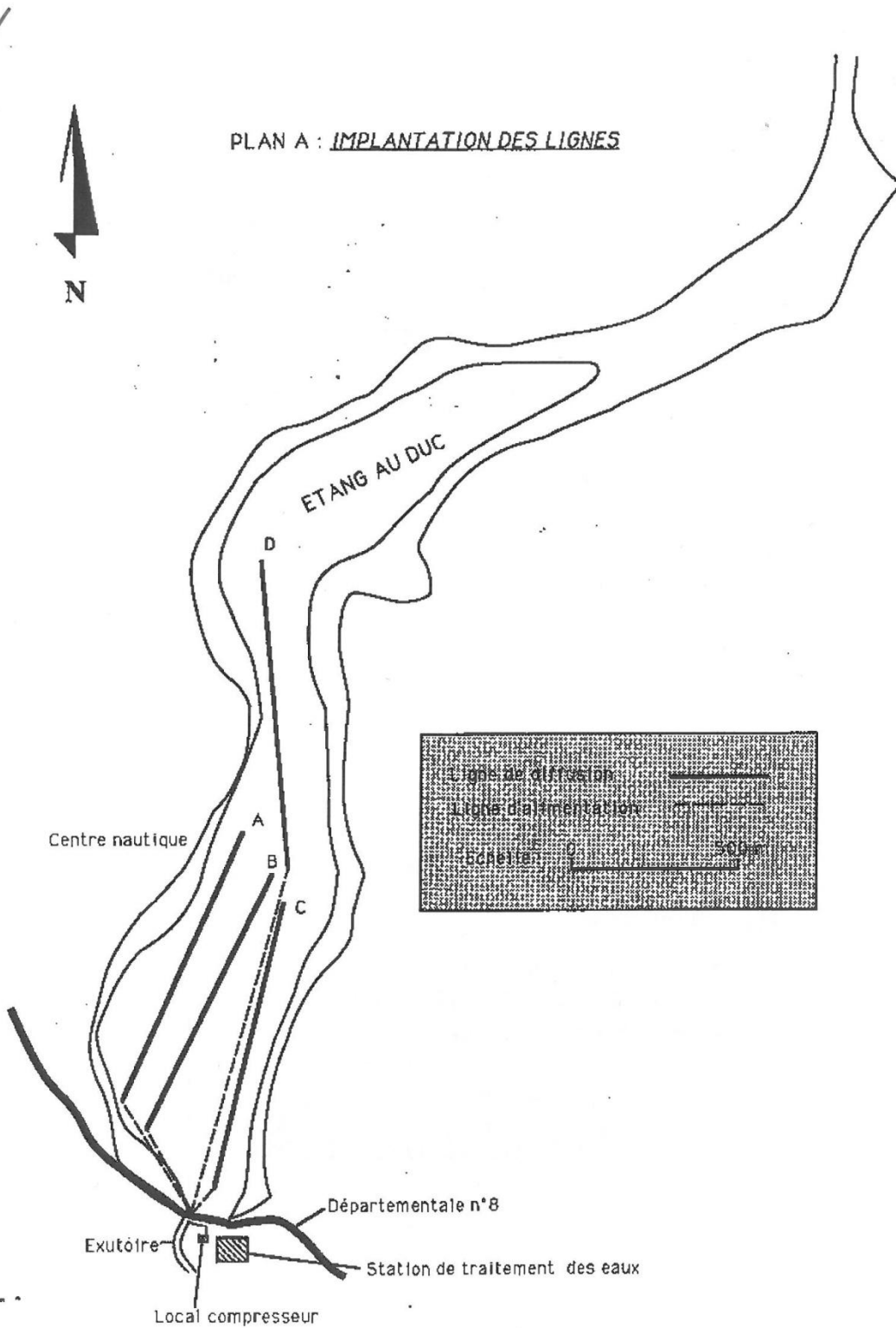


— Périmètre de protection rapprochée
 - - - Périmètre de protection éloignée

Vu pour être annexé à l'arrêté du 3 SEPTEMBRE 1989
 intervenu en vertu de
 l'article 12 de la loi n° 83-633 du 26 JUILLET 1983
 relative à la décentralisation
 et à la réorganisation de l'Administration
 territoriale de la République
 Le Secrétaire général
 (M. A. L.)

20

Annexe 17 : Localisation des rampes d'aération en 1994 (données SIAEP)



Annexe 18 : Tableau des retours d'expérience de plans d'eau contaminés par les cyanobactéries où des mesures curatives ont été mises en place

Plan d'eau	Localisation	Surface	Personne contactée	Usages	Maitre d'ouvrage	Traitement	Efficacité	Actions préventives	Commentaires
Retenue d'Antoureau	Belle-Ile en mer Morbihan (56)	6 ha	LE GAL Arnaud (Eau du Morbihan)	AEP	Eau du Morbihan	Vidange et curage partielle en 2009 Vidange en 2011	Actions récentes Amélioration à court terme 2004 : 140 000 cell./ml 2012 : 11 600 cell./ml		Facteurs climatiques et hydrologiques à prendre en compte (2011-2012)
Lac d'Aydat	Aydat Puy de Dôme (63)	60 ha	DELOUCHE Aurélie (Syndicat Mixte des Vallées de la Veyre et de l'Auzon)	pêche, nautisme, baignade	Domaine privé de la fondation Jean Moulin (aide du syndicat de rivière)	Mise en place d'une pré-retenue tampon en 2011-2012 (2 lagunes successives puis ZH)	Suivi en cours	Contrat Rivière « Vallée de la Veyre – Lac d'Aydat » démarrera fin 2012 + Contrat Territorial « Vallée de l'Auzon » signé en 2011	Délai de réalisation = 6 mois, coût total = 1,2 millions d'euros, plusieurs entreprises et maîtres d'œuvre, revalorisation des sédiments par épandage agricole et comblement d'une ancienne carrière
Retenue de Bordilla	Belle-Ile en mer Morbihan (56)		LE GAL Arnaud (Eau du Morbihan)	AEP	Eau du Morbihan	Vidange et curage total en 2011	Actions récentes Amélioration à court terme 2004 : 92 000 cell./ml 2012 : 31 880 cell./ml		Facteurs climatiques et hydrologiques à prendre en compte (2011-2012)
Retenue de la Bultière	La Bruffière Vendée (85)	95 ha	BOSSARD Vincent (SIAEP des deux Maines) et BENATIER Brigitte (Chef du service gestion de la ressource en eau de Vendee)	AEP pêche petite base nautique		pré-barrage (jamais curé et très envasé) épandage de sulfate de cuivre 1997	Efficacité des deux actions à court terme	zone tampon autour de la retenue (périmètre de protection)	Suivi bathymétrique régulier pour observer la vitesse d'envasement
Chatillon-en-Vendelais	Chatillon-en-Vendelais Ille-et-Vilaine (35)	121 ha	GABORIT T./LEBAS J.F (CG 35)	pêche et base nautique	Conseil Général 35	Mise en assec Sept 2008 à Juin 2009	Retour d'une végétation luxuriante, diminution MO et teneurs P(sed)		pic juillet-août de cyanobactéries dans chenal --> hypothèse d'un assec prolongé pour permettre la réduction des cyano + action à poursuivre en aval
Retenue de la Courtille	Guéret Creuse (23)	20 ha	LIBAUD M. (mairie Guéret, service technique)	baignade pêche	SARL Aquagestion	Sulfate d'alumine/ de cuivre	à court terme	Actions sur l'assainissement + interdiction de l'appâtage et de l'introduction de poissons fousseurs + futur bassin de rétention en amont	
Etang du Dordu	Langoëlan Morbihan (56)	10 ha	HARRAULT Stéphanie (Syndicat Mixte du Bassin du Scorff)	pêche usine AEP juste en aval		Abaissement du niveau d'eau de 60 cm --> mise en assec de la partie amont (zone d'incubation des cyano) Juin 2008	Se donnent 5 ans pour estimer l'efficacité de l'abaissement du niveau d'eau permanent + pas de pic de cyano depuis	reconstitution des berges et installation de systèmes d'abreuvement sur tout le BV depuis 2008	Blooms en 2008 à cause du ressuyage des boues + si l'abaissement ne fonctionne pas, ils envisageront une suppression de l'étang
Douarnenez	Douarnenez Finistère (29)		KERGOAT M. (mairie, responsable reservoir eau)			- sonde ultrasonique (4 ans) - agitateur électrique avec panneau solaire - agitateur permanent (à 30 cm de surface, placé dans zone riche en MO)	- pas de changement - ne tourne pas la nuit → pas efficace - grande efficacité : pH stable et absence d'algues → en attente d'une étude bathymétrique pour estimer efficacité sur vase		Un curage était prévu aucune dossier de valorisation des boues exondées en attente

Plan d'eau	Localisation	Surface	Personne contactée	Usages	Maitre d'ouvrage	Traitement	Efficacité	Actions préventives	Commentaires
Loch Flemington	Inverness, Ecosse	15 ha	Dr Bryan Spears et Sebastian Meis (PhD)	pêche	Centre of Ecology and Hydrology	Phoslock (complexe lanthane-bentonite) en mars 2010	Diminution des concentrations en P et de la biomasse algale l'année suivante.		plan d'eau fermé
Etangs du Forez	Roanne Loire (42)	100 ha (total 1500 ha de plans d'eau)	MASSON Fabienne (CG 42) et ROBIN Joel (ISARA)	Etang piscicole uniquement + chasse	privé/ISARA	Paille d'orge 2006-2010	diminue l'intensité des pics de cyanobactéries		efficacité relative car petit étang, difficulté de trouver la bonne fenêtre pour épandre N
Retenue de Jaunay	La Chapelle Hermier Vendée (85)	115 ha	NERRIERE Guillaume (SAUR)	AEP	SAUR ?	Aérateur (1-2 ans) + Introduction de 2 t de rotengles et 10 000 brochetons (1990-1999)	Pas de changement observé pour aucune des deux mesures		Suivis Pitois
Jugon-les-Lacs	Jugon-les-Lacs Côtes d'Armor (22)	70 ha	Visite présentée par le président de la Communauté de Communes	activités nautiques anti-inondation pêche à la carpe (pré-retenue AEP Arguenon)	Communauté de Communes + Société IDRA	Aspirodragage de 450 000 m ³ sur 1M m ³ de sédiments de 2005 à 2008	Les cyanobactéries n'étaient pas l'enjeu prioritaire et toujours présente 2 ans après Augmentation du volume d'eau	Mise en place de programmes d'actions sur le bassin versant comme Breizh Bocage en 2010, après le dragage	Vases exondées épandues sur près de 10 000 ha de terres agricoles
Retenue de Lavaud	Lavaud Charente (16)	112 ha	NICOLE Françoise (CG 16)	Baignade Soutien d'été	Conseil général 16	Chasse d'eau 1994	Observation d'une prolifération moins importante l'année suivante		Contamination environ 2 fois tous les 10 ans impliquant des interdictions de baignades
Lac du Maine	Angers Maine-et-Loire (49)	110 ha	BEZIEAU M. (parc de loisirs du lac du Maine)	Baignade Pré-barrage		Carbonate de calcium (sur 1,7 ha de zone de baignade)	Diminution de la turbidité pendant la saison estivale	Possède un pré-barrage	L'année dernière, ils ont mesuré un pic de cyanobactéries de 1,5 millions de cellules/ml mais aucune détection de microcystines
Etang de Marcillé-Robert	Marcillé-Robert Ille-et-Vilaine (35)	105 ha	GABORIT T./LEBAS J.F (CG 35)	activités nautiques, pêche à la carpe	Conseil Général 35	Abaissement du plan d'eau - Vidange novembre 2010 Assec partiel (1 an)	Gestion de roselières / modification de la flore Suivi en cours		Remise en eau hiver 2011-2012
Retenue de Mas-Chaban	Lésignac-Durand Charente (16)	170 ha	NICOLE Françoise (CG 16)	Soutien d'été		Système d'aération (pas à cause des cyanobactéries)	N'ont jamais eu de cyanobactéries d'après témoignages	Aération à titre préventif	Installation du système d'aération en même temps que la mise en place du barrage, par Aquatechnique et Astee

Plan d'eau	Localisation	Surface	Personne contactée	Usages	Maitre d'ouvrage	Traitement	Efficacité	Actions préventives	Commentaires
Lac de Messein	Messein Meurthe-et-Moselle (54)	23 ha	HERAK M. (mairie)	pêche + base nautique	Commune +Ecosynergie	Eco 401 (bactéries qui minéralise la matière organique des sédiments) 2009-2011	DCO et COT \searrow (matières organiques) mais pas d'amélioration P		Application plusieurs années de suite – Pas d'évaluation sur les cyanobactéries
Retenue du Moulin Neuf	Pont l'Abbé Finistère (29)	65 ha	DROGUET C. (SAUR)	AEP, pêche	Communauté de communes du Pays Bigoudin Sud	- Sulfate de cuivre depuis 1982 et sulfate d'alumine de 1984 à 1989 en aval - Aérateurs 24h/24 en 1990 (Aquatechniques)	- Accumulation d'Al dans les sédiments et diminution des concentrations en P à court terme - Surtout pour faciliter l'AEP	Périmètre de protection + rachat des piscicultures pour les fermer + fertilisation raisonnée	Evaluation d'un curage : difficulté de stockage des boues (abandon du projet)
Etang du Moulin Neuf	Pluherlin Morbihan (56)	14 ha	CC du Pays de Questembert (GILBERT Aline)	pêche, baignade, pédalos	Communauté de communes du Pays de Questembert	Carbonate de calcium par épandage tous les 15 jours de mi juillet à mi septembre 2011 + expérience renouvelée en 2012	Fort bloom de cyanobactéries en fin de saison (septembre 2011)	Interdiction de la pêche à la carpe à partir de 2012	Pic de 4 millions de cellules le 16 juillet 2012 --> fermeture de la baignade depuis le 14 juillet
Lac de Paladru	Tullins Isère (38)	392 ha	KURZAWA Bernard (président AAPPMA)	Baignade, activités nautiques, plongée, yacht club, camping	Société immobilière (propriétaire aujourd'hui mais avant, c'était la Communauté de Communes qui avait la compétence de gestion)	Soutirage hypolimnique en 1976	Bonne qualité d'eau aujourd'hui, incertitude quant à l'efficacité relative du préventif et du curatif	Traitement curatif accompagné d'une ceinture d'assainissement	Cyanobactéries de 1970 à 1980. Autre exemple similaire : Lac de Laffrey
Retenue de Pierre-Brune	Mervent Vendée (85)	65 ha	GIACONE J-M (SAUR)	AEP Soutien d'étiage Pêche	Syndicat intercommunal pour l'utilisation de l'eau du Mervent	Bullage 1999 (4-6 mois/an)	Peu efficace (toujours présence des cyanobactéries)		
Etang de Pont-Calleck	Berné Morbihan (56)	14 ha	HARRAULT Stéphanie (Syndicat Mixte du Bassin du Scorff)	Pêche, agrément, irrigation	Privé avec accompagnement du Syndicat du Bassin du Scorff	Vidange accidentelle en 2011 + choix de suppression de l'étang (2011-2012)	Elimination d'une prolifération possible de cyanobactéries (avant, était très régulièrement contaminé par les cyano ce qui engendrait des risques sanitaires pour l'AEP)		Suivi prévu de 2012 à 2015 + Classement de la digue de l'étang "ouvrage Grenelle" en 2010 avec obligation règlementaire de rétablir la libre circulation des poissons et des sédiments dès 2012
Etang du Pont-Rouge	Le Quesnoy Nord (59)	13 ha	Mairie	Base de loisirs sans baignade	Commune	Epdandage de sulfate d'alumine (1991-92) et de cuivre (1993 à 1996)	Retour des blooms 2002/2003		Forte mortalité piscicole en 1990 + Etude par le bureau ERE en 1994 pour évaluer la possibilité d'un curage
						Curage en 2000 (10 cm sur toute la superficie)	Bloom malgré hydroliennes (suivi post-installation pendant 2 ans)		
						Hydroliennes 2004	Augmentation de la transparence mais développement d'algues		

Plan d'eau	Localisation	Surface	Personne contactée	Usages	Maitre d'ouvrage	Traitement	Efficacité	Actions préventives	Commentaires
Lac des Prés du Hem	Armentières Nord (59)	45 ha	POHU Jérôme (Espace naturel Lille Métropole)	Ancienne AEP, aujourd'hui baignade et base nautique	L'Espace Naturel Lille Métropole	Paille d'orge 2008 Dilution (avec mise en mouvement de l'eau)	Diminution visible des cyanobactéries autour des ballots de paille sur une courte durée Fermeture baignade en 2011		Annulation de l'expérimentation avec ultra-sons + souhait de réitérer l'expérience avec paille d'orge mais en introduisant de la paille décompactée dans des sacs à sapins
Plan d'eau de Revestidou	Caderousse Vaucluse (84)	40 ha	SOUCIET Franck (Communauté de Communes des Pays de Rhône et d'Ouvèze)	Prise d'eau AEP Baignade, pêche, activités nautiques		Traitement de la colonne d'eau avec du chlorure ferrique 2006-2007 Traitement sed avec nitrate de calcium liquide et FeCl3 2006-2007	Amélioration des concentrations en oxygène dissous mais toujours anoxie en profondeur (5-8m) Pas de net changement de la transparence 75% des mesures de P sont sous 0.03mg/l → net amélioration mais relargage plus important en profondeur Amélioration des concentrations en chlorophylle a.		Suivi de 2007 à 2011 Projet mis en place par l'entreprise YARA, objectif = 70 à 80% d'abattement du phosphore pendant 5 ans minimum (objectif non rempli)
Lac Ribou	Cholet (Moulin Ribou) Maine-et-Loire (49)	86 ha	PUAUD Christophe (Agglo Choletais)	AEP, Baignade interdite depuis 6 ans, Activités de loisirs (nautiques) surveillées		- Aération - Vidange 2002 ou 2005 - Chasse d'eau/surverse	- Pas d'efficacité sur les cyanobactéries - Pas d'efficacité sur les cyanobactéries et en réalité, volume de sédiment faible - Transfert les problèmes en aval, amélioration à court terme	Etude réalisée sur la quantité et la provenance des flux de phosphore du bassin versant Plan de gestion dans le cadre du SAGE (début 2006) avec 29 mesures	Envisagé mais pas appliqué : mise en place d'une zone humide comme zones tampons avec macrophytes épurateurs
Etang de la Roche	Marsac-sur-Don Loire-Atlantique (44)	9 ha	GUINDON Olivier Syndicat intercommunal du BV du Don)	pêche	Commune Maître d'ouvrage : Harris France	- Epannage de Nautex : 1983-84 - Aspirodragage 1986 - Bac de décantation 1986 (curé tous les ans) - Essai de mise en assec (difficile à maintenir)	Efficace les deux premières années Echec car aucune préparation en amont Récupère le quart voire la moitié des sédiments du bassin versant Pas d'efficacité démontrée		
Etangs Saint-Bonnet Tronçais	Saint-Bonnet Tronçais Allier (03)	Saint-Bonnet 45 ha / Pirot 80 ha	MORVAN M. (Communauté de Communes du pays de Tronçais)	baignade / activités nautiques (pédalos, planches)	propriétaire : ONF gestionnaire : Communauté de communes du Pays de Tronçais	CuSO4 en 2005 + vidange en 2009 + mise en place de macrophytes capteurs de P sur les berges	Effet à court terme pour les épandages de cuivre et la vidange + ajout de macrophytes en complément d'autres actions		Avait envisagé roselière, évologie, assec, biomanipulation par ajout de poissons. Première détection de cyanobactéries en 2005

Plan d'eau	Localisation	Surface	Personne contactée	Usages	Maitre d'ouvrage	Traitement	Efficacité	Actions préventives	Commentaires
Lac des Sapins	Cublize Rhône (69)	40 ha	FARJETAS M. (CC Cublize)	Tourisme : baignade, activités nautiques, pêche	Syndicat mixte du Lac des Sapins	- Roselière expérimentale 92-95 - Système Plocher (mélange Silice-Quartz) (2006-2011) - Radeau végétalisé (2010) - Système d'aération (2011)	- Uniquement pour porcherie, efficacité significative - Pas d'aggravation		Résultats de plusieurs actions simultanées + reconfiguration de la zone de baignade (bassin biologique)
Retenue de la Sorme	Blanzy Saône-et-Loire (71)	230 ha	ROUSSEL M. (Communauté urbaine Le Crézon)	lutte contre les crues, AEP, pêche carnassiers, nautisme	Véolia - commune	Pré-barrages 1995 (4 queues de retenues) + aération pour limiter relargage manganèse et fer depuis 1994	Pré-barrage jamais curé donc relargue supposé des sédiments régulièrement dans la retenue + aération prévue pour limiter le relargage de manganèse	Etude INRA Thonon en cours pour identifier les sources et les flux de phosphore	Pas de réel traitement à destination des cyanobactéries (objectif : MO et Fe, Mg) + envisage un curage des pré-barrages
Retenue de Tréauray	Pluneret Morbihan (56)	23 ha	LE GAL Arnaud Eau du Morbihan	AEP	Eau du Morbihan	Curage total en 1997	Aucune mesure de concentration de cyanobactéries avant l'opération Présence en 2012 de cyanobactéries démontrée (suivi SAUR) 2012 ≈ 45 000 cell./ml		Rapport de 2001 du bureau d'étude de F. Pitois démontre la présence de cyanobactéries (mesure de concentrations en chlorophylle A) avec pic de concentrations en cyanotoxines de 7,1 µg/l MC-LR le 28/08/2001
Etang de Villeneuve (les étangs de la Marches)	Marne-la-Coquette Hauts-de-Seine (92)		COLLOT Jérôme (Association Espace)	Baignade interdite		Bulleur ? Vidange 2006 Mise en assec et curage à venir avec culture sur sed pour minéraliser MO	Pas d'efficacité sur la vidange (objectif n'étant pas les cyanobactéries, plutôt au regard de la qualité de l'eau)		Les étangs de la Marche sont déclarés en Espaces Naturels Sensibles, forte pollution en amont de l'étang de Villeneuve
Retenue de Villerest	Villerest Loire (42)	770 ha	THUINET Christophe (EP Loire)		Etablissement Public Loire	- Il y a 15 ans, turbines de surface et oloïdes - Introduction de carpes chinoises (pendant 1 an)	- Echech (cher et compliqué à mettre en place) - Pas de changement		
Etang de la Visance	Visance Landisacq Orne (61)		DURAND Mme (Flers agglomération)	AEP = unique usage aujourd'hui (base nautique et pêche avant)	(Flers Agglomération)	- Epandage de CuSO ₄ - Système d'aération 1990 - Vidange juin 2006 - Curage entier 2011 (reconstruction barrage)	- Echech - Pas de changement - Remise en eau Janvier 2012	Grand périmètre de protection	Interdiction de baignade et de pêche

Annexe 19 : Schéma du réseau trophique d'un plan d'eau (Faurie et al, 1998).

