

Trame méthodologique pour la mise en place de suivis hydrologiques en marais



1.	Pourquoi un système de suivi hydrologique en zone humide ?	2
1.1	Les bonnes questions à se poser	2
1.2	Quel est l'intérêt de mettre en place un suivi ?	4
2.	Les principes de conception d'un programme de suivi hydrologique	5
2.1	Les enjeux et la question de l'identification du problème.	6
2.2	Fixer des objectifs de suivi et établir une hypothèse	7
2.3	Choisir des méthodes et des paramètres.	7
2.4	Evaluer la faisabilité et la rentabilité	8
2.5	Réaliser une étude-pilote	8
2.6	Prélever et analyser des échantillons	9
2.7	Interpréter les données et les communiquer	9
2.8	Prendre des mesures de gestion et évaluer le programme	9
2.9	Exemple de programme de suivi	10
3.	Choix des méthodes et des variables	10
3.1	Choix des variables	11
3.2	Choix des localisations et des fréquences d'échantillonnage	21
4.	L'analyse et le traitement des données	26
4.1	Mode de récolte des échantillons	26
4.2	Comment prélever ?	27
4.3	Réaliser des mesures soi-même	29
4.4	Faire réaliser les analyses physico-chimiques	30
4.5	Comment assurer la qualité ?	31
4.6	Comment gérer et traiter les données ?	32
5.	Evaluer des besoins en données complémentaires	32
5.1	Comment détecter si votre système de suivi a des lacunes ?	32
5.2	Comment transformer une surveillance ou une campagne en système de suivi ?	33
6.	Glossaire	35
7.	Bibliographie	36
8.	Annexes	37

INTRODUCTION

Le suivi des milieux aquatiques et en particulier le suivi hydrologique des zones humides constitue un maillon-clé dans la gestion de ces écosystèmes.

Bien souvent, les paramètres hydrologiques sont les parents pauvres de la caractérisation fonctionnelle de sites ou d'ensembles bien localisés. C'est par défaut de connaissances de base sur ces systèmes qu'on leur attribue des propriétés d'ordre général communément admises pour ces milieux. Ces propriétés supposées et souvent mal évaluées sont insuffisantes pour connaître les pressions et les altérations sur les milieux et la ressource en eau.

Aujourd'hui, de plus en plus d'acteurs du territoire (services de l'Etat et des collectivités, associations syndicales, ONG) mettent en avant la nécessité d'appuyer la gestion des sites sur un système de suivi des milieux et d'évaluation des impacts des actes de gestion. Ces préoccupations résultent de la prise de conscience de la régression des zones humides à l'échelle générale et de la perte patrimoniale et fonctionnelle qu'elle occasionne à l'échelle locale. Dans un certain nombre de cas, cette situation aboutit à la mise en place de plans de gestion à petite échelle (réserves naturelles, le plus souvent), dont les principes sont toutefois transposables en partie à une échelle plus large.

Ces systèmes de collecte de données visent à établir autant que possible une lecture de cause à effet des interactions entre la gestion et le milieu. La notion de suivi implique qu'une raison précise dicte le choix des paramètres mesurés. On la différenciera de la surveillance et des campagnes de collecte de données.

Le suivi bien conçu autorise ainsi la mise en place d'une gestion raisonnée basée sur l'appréciation du changement de paramètres dans le temps. Il permet l'adaptation des modalités de gestion pour répondre durablement aux enjeux tels qu'ils ont été définis, mais également à des réajustements de priorités si ces enjeux évoluent. Ce système constitue un " tableau de bord " structuré pour répondre à des enjeux clairement définis.

Or, afin de jouer pleinement son rôle, le suivi doit lui-même faire l'objet d'une appréciation de son efficacité. En effet, quoi de plus navrant que de douter du bien-fondé du suivi en place, parce que celui-ci ne rend compte d'aucune évolution interprétable ?

Ce guide vise à présenter les principes de mise en place et de conception d'un suivi hydrologique. Ce cadre est volontairement restreint aux compartiments aquatiques, mais reprend les principes qui s'appliquent pour le suivi environnemental. Lorsqu'un système de suivi a déjà été mis en place, la démarche proposée présentera les critères d'évaluation de son adéquation avec les objectifs initialement poursuivis.

Ce guide ne présentera pas de solution clef en main. Les principes présentés ici constituent simplement une trame méthodologique. C'est l'expertise mobilisée par les gestionnaires et les acteurs qui permet de conduire un tel projet. Ce guide leur permettra donc d'entreprendre la conception d'un système de suivi ou d'améliorer un système déjà existant.

Loïc ANRAS
Hydrobiologiste
Forum des Marais Atlantiques

* * *

Remerciements : Nous tenons à remercier Mireille Ryckaert, de l'Ifremer L'Houmeau, pour la relecture de ce document et ses conseils avisés.

1. Pourquoi un système de suivi hydrologique en zone humide ?

1.1 Les bonnes questions à se poser

Que sont les données hydrologiques ?

Il s'agit des composantes physiques et bio-géochimiques des eaux de surface, du sol et des eaux souterraines.

Paramètres physico-chimiques : température (°C), pH, minéralité, dureté, conductivité, salinité, O₂ dissous, etc.

Paramètres biologiques : bactéries (bactéries fécales...), unicellulaires (plancton benthos), pluricellulaires et macro-faune (de l'eau libre et benthique)



Pourquoi enregistrer des données hydrologiques ?

L'enregistrement de données hydrologiques peut répondre à un certain nombre de besoins :

- pour acquérir des connaissances de base sur un hydrosystème ;
- pour définir des zones potentiellement plus sujettes et plus vulnérables aux pollutions ;
- pour vérifier si les objectifs de qualité d'eau sont satisfaits, pour évaluer l'efficacité d'un programme ;
- pour établir des zones à seuils de tolérance connus pour l'accueil d'eaux usées, traitées ou non ;
- pour déterminer des apports et des déplacements de polluants ;
- pour conduire des recherches spécifiques sur des processus hydrologiques ;
- pour calibrer et valider des modèles hydrologiques mathématiques ;
- pour définir des problèmes de qualité de l'eau ;
- etc. ...

Ce guide va présenter notamment comment des enregistrements sont requis préalablement à l'élaboration d'un programme d'échantillonnage pour des suivis.

Tout d'abord, il est nécessaire de faire le point sur différentes définitions :

Gestion de la qualité de l'eau : c'est la gestion des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau (Sanders et coll., 1983).

Pollution : fait référence à une altération de l'état de l'eau due à la présence de produits indésirables (APHA et coll., 1969).

Contamination : consiste en l'introduction dans l'eau de produits en concentration suffisante pour une altération des usages de l'eau (APHA et coll., 1969).

Une fois que l'opérateur de gestion a planifié son activité, il doit définir la nature du dispositif qu'il doit mettre en place pour en mesurer l'efficacité : surveillance ou suivi ?

Désire-t-on un système de surveillance ?

Un tel système vise à enregistrer l'évolution des éléments d'un système au cours du temps. Les paramètres mesurés sont récoltés durablement et de manière répétée. Ce système permet d'établir pour la période considérée une gamme de variation des différents paramètres qui permettent de caractériser plus ou moins partiellement le système.

Par exemple, la mesure du niveau d'eau d'une centaine de lacs et systèmes humides sur l'Experimental Lake Area (Ontario, Canada) est conduite depuis plus de trente ans. Des limnimètres relevés chaque semaine permettent de tracer l'évolution saisonnière, inter-annuelle et décennale.

Il s'agit d'un système de "reconnaissance" préalable. Ces connaissances des tendances et du comportement de ces masses d'eau peuvent ensuite servir à divers projets.

Désire-t-on un système de suivi ?

La vocation d'un tel système est l'enregistrement des événements relatifs à des descripteurs* choisis pour rendre compte d'actes de gestion ou de l'impact d'aménagements ou de changements dans les facteurs écologiques. Il s'agit également d'un dispositif qui se déroule sur le long terme, avec un protocole adapté à chaque descripteur*.

L'interprétation des données doit alors permettre de rétro-agir sur les modalités de la gestion ou encore d'optimiser le protocole de mesure (figure 3).

Par exemple, les modalités de gestion des niveaux d'eau d'un marais sont-elle en accord avec l'objectif de limitation du tassement des tourbes (figure 1) ? Un suivi peut être réalisé pendant plusieurs années sur l'épaisseur de la tourbe et les niveaux piézométriques* entre une zone témoin peu modifiée et celle qui pose question. L'interprétation des résultats permettra d'indiquer si les modalités de gestion actuelles agissent et amplifient ou non le phénomène. Il s'agira ensuite d'adapter la gestion, tout en réalisant un suivi pour en mesurer l'impact.



Figure 1 : Utilisation de tubes piézométriques pour la mesure de niveaux d'eau dans un sol tourbeux. Ces tubes poreux sont enfoncés verticalement. L'eau du sol percole dans le tube et se maintient en équilibre hydrostatique avec la pseudo-nappe. Des échantillons peuvent aussi être prélevés à l'aide d'une pompe.

Faut-il envisager des campagnes de collecte de données ?

Une campagne de collecte de données vise dans un temps donné (quelques jours/mois) à récolter des informations quantitatives ou qualitatives sans présumer de causes ou d'effets particuliers. Elle apporte une information de base qui n'existait pas forcément auparavant.

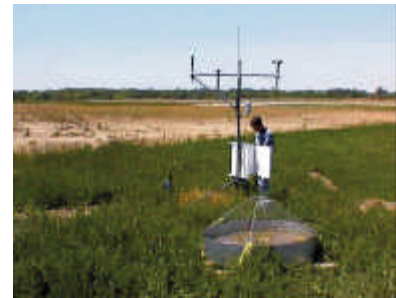
Par exemple, comment un contaminant se déplace-t-il d'un sol agricole vers les eaux de surface, et va-t-il gagner le ruisseau d'alimentation de la zone humide? Pour une telle question, une campagne de mesures peut suffire à établir le phénomène, sans qu'il soit nécessaire d'enregistrer des données sur le long terme.

Désire-t-on un système de détection et d'alerte ?

Un tel système s'appuie sur un nombre restreint de descripteurs*. Il répond au besoin d'une gestion adaptative rapide, sur la référence d'un "seuil de sécurité" de différents paramètres. Ce système est souvent employé pour des besoins sanitaires ou de sécurité civile. Il traite ainsi essentiellement des paramètres bactériologiques et phytosanitaires (eaux de boisson, eaux de baignade, eaux pour les cultures marines) et des paramètres hydrauliques pour les risques liés aux crues et aux inondations (figure 2).

Par exemple, un échantillonnage automatique dans une nappe d'eau permet de connaître chaque jour la concentration en nitrates. Au-delà d'un certain seuil, un dispositif est mis en oeuvre pour diluer ces eaux par des eaux moins chargées, avant distribution sur les réseaux d'adduction d'eau potable.

Figure 2 : La surveillance météorologique est un élément-clé pour la prévision à court terme des phénomènes nécessitant des précautions comme les crues. Un réseau de stations de mesures parseme le territoire national, et il est souvent aisé de disposer de données locales. La mesure des débits est un moyen essentiel pour observer les évolutions à risque. Un débitmètre sur seuil à fente jaugée est un moyen simple de mesure sur de petits émissaires.



1.2 Quel est l'intérêt de mettre en place un suivi ?

Le gestionnaire, conscient de la complexité du système qu'il gère, a besoin de comprendre et d'estimer plus précisément la qualité de sa gestion. Il ne peut plus désormais se contenter d'effets observables directement (régulation de crues, eau claire, présence de poisson, paysages attrayants, etc.) qui ne constituent pas en soi des indicateurs* fiables de sa gestion. Il a besoin de distinguer ce qui relève des conséquences de ses actes de ce qui résulte des fluctuations indépendantes de sa gestion.

Les descripteurs* hydrologiques peuvent servir à apprécier l'une ou l'autre. Toutefois, ils ne sont pas suffisants. C'est par la mise en place de descripteurs* du fonctionnement écologique de sa zone humide que le gestionnaire pourra y accéder. Ils sont de nature plus diverse : physico-chimiques, biologiques et écologiques, paysagers... Ces descripteurs* devront lui permettre de détecter des changements et d'agir sur les pressions externes ainsi exercées sur son système.

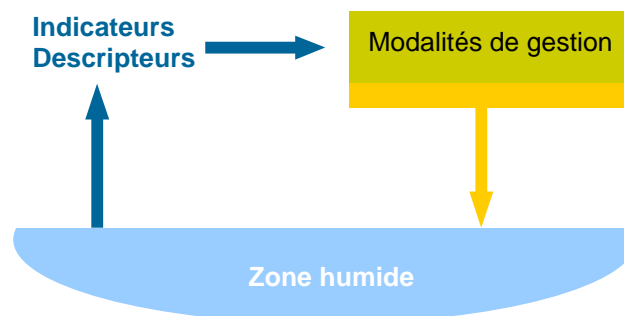


Figure 3 : Boucle de contrôle de la gestion s'appuyant sur un suivi de descripteurs* et d'indicateurs*.

Par exemple, la mesure hebdomadaire du débit du cours d'eau qui alimente un fond de vallée tourbeux permet d'établir son régime hydraulique d'alimentation. Si l'on constate un assèchement du marais, on peut faire l'hypothèse - parmi d'autres - qu'il est dû à la forte diminution de débit du cours d'eau d'amenée que l'on a constatée par ailleurs. Il faudra alors faire pression sur les utilisateurs de l'eau en amont pour retrouver une ressource suffisante. Mais cela peut ne résoudre le problème qu'en partie. La baisse peut être attribuée à des fuites accrues de l'eau de surface du marais vers les nappes de sub-surface des coteaux avoisinants. L'ensemble peut résulter d'une consommation d'eau accrue sur ces nappes (irrigations, pompage pour l'eau potable). L'origine de tout cela est probablement la conséquence d'une augmentation de la pression de culture ou d'urbanisation des alentours, ou encore la conséquence d'une succession de saisons à faible pluviométrie, ou les trois ensemble.

Pour tester ces hypothèses il convient d'établir des descripteurs* et, à terme, des indicateurs*, avec une stratégie d'échantillonnage de l'information et un protocole adaptés.

Finalement, ce dispositif permet au gestionnaire de vérifier sa gestion, de rendre des comptes aux financeurs et aux partenaires et, enfin, de communiquer auprès des collectivités et des administrés.

C'est en particulier sous cet angle que ce guide apporte des explications : comment mettre en place un suivi sur un milieu géré ?

2. Les principes de conception d'un programme de suivi hydrologique

Le suivi hydrologique, comme tout autre projet, peut être décomposé en plannings présentant une succession de tâches qui commencent par la définition du problème pour se terminer par l'évaluation de l'efficacité du programme.

Ce cadre ne garantit pas le succès mais présente une logique d'action. Il a pour avantage d'inclure des procédures de rétrocontrôle à certaines phases. Une fois détaillée, ce cadre méthodologique présente ainsi l'avantage de dessiner clairement les collaborations nécessaires entre les financeurs, les gestionnaires et les experts. De plus, si le projet est clairement dessiné (figure 4), les risques liés aux changements de partenaires, de techniciens, voire de pilote sont considérablement réduits en permettant la reprise en main rapide du projet.

Ce guide constitue en soi un protocole stable. Il a été adopté par la convention de Ramsar (Résolution VI.1, Brisbane 1996) (Annexe 1).

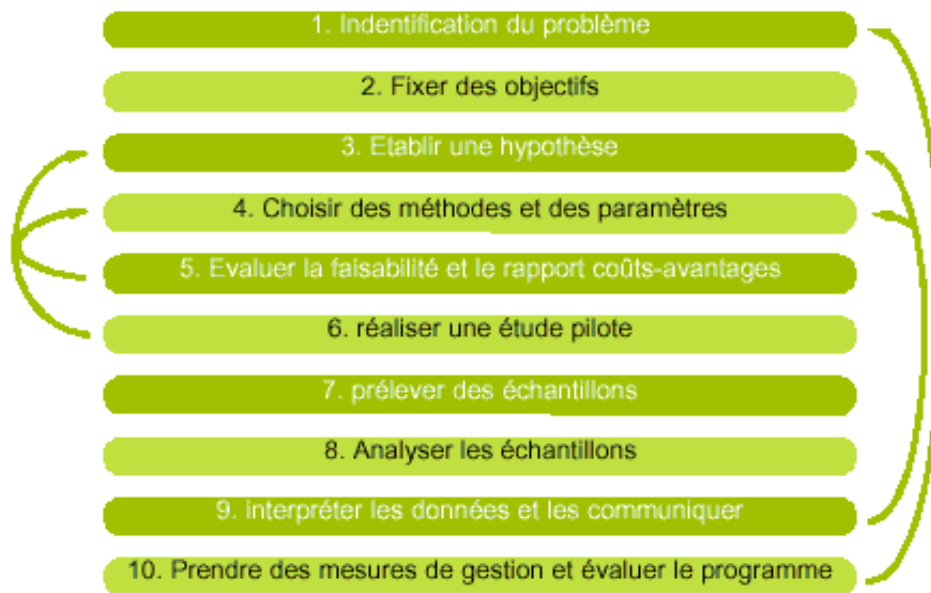


Figure 4 : Etapes dans la conception et le déroulement d'un programme de suivi.

Nous allons rapidement commenter ces 10 étapes.

Il est évident que la complexité de chacune de ces étapes varie avec le type de système considéré. Toutefois, chacune d'entre elles conserve son importance.

Les points 1 à 3, 5 et 6 constituent la partie "élaboration du programme", sur laquelle ce guide ne va pas s'étendre. Pour cela, se reporter à la bibliographie.

Ce sont les points 4, puis 7 à 10 (partie "échantillonnage et traitement") qui feront l'objet de développements supplémentaires, afin d'apporter des éléments sur l'amélioration des dispositifs de suivi existants.

2.1 Les enjeux et la question de l'identification du problème.

Il est très important de **définir les problèmes de qualité d'eau** afin que le programme de suivi soit parfaitement adapté.

Un travail initial visant à faire un état des lieux est un préalable précieux. L'état des lieux doit fournir un instantané, une photographie des connaissances que l'on peut avoir sur un territoire donné.

Il faut se baser sur les études et les inventaires déjà menés des données de surveillance auprès d'institutions (DDASS, CQEL, DIREN, agences de l'eau, services des départements et des collectivités locales), des données récoltées auprès d'associations ou d'organismes qui réalisent de telles opérations, de bureaux d'études mandatés sur ces opérations.

Lorsque c'est possible, il est précieux de pouvoir disposer d'un état de référence. Toutefois, comme c'est fréquemment le cas, les zones humides et les marais sont depuis très longtemps le fruit d'aménagements humains. Les références s'écartent alors des modèles purement naturels pour s'appuyer sur des visions culturelles et paysagères, où le vivant tient une place choisie.

Cet état des lieux, lorsqu'on en dispose, doit permettre d'argumenter les hypothèses relatives aux problèmes de qualité d'eau : Quelles sont les pressions humaines sur le système (pression d'aménagement, pression d'entretien, pression d'exploitation) et les pressions naturelles (vulnérabilité aux événements climatiques moyens et extrêmes, etc.) (tableau 1) ?

Tableau 1 : Types de changements assimilables à un problème. D'après Doc. 11.3 Suivi des zones humides. MedWet. 1999.

Régime hydrologique
Assèchement Canalisation, rectification Barrage Pompage (extraction d'eau) Drainage
Qualité de l'eau
Eutrophisation Pollution par pesticides, Pollutions minérales, métaux lourds
Espèces
Prolifération d'espèces Disparition d'espèces Apparition d'espèces
Habitats
Altération, disparition d'habitats Modification des types d'habitats
Aménagements - exploitation
Création, suppression de plans d'eau Extraction minérale Contrôle de couvert végétal

Attention : en l'absence de données préalables, les hypothèses ne reflètent pas forcément la réalité. Elles demeurent seulement des hypothèses de départ.

En résumé, il s'agit d'évaluer la dimension des problèmes et d'estimer les causes probables.

Les problèmes les plus fréquents sur les marais de la façade atlantique sont : la perte de superficie, les modifications de régimes hydrologiques, l'eutrophisation, les pertes d'habitats, les pollutions agricoles et domestiques, la prolifération d'espèces animales et végétales exotiques envahissantes.

2.2 Fixer des objectifs de suivi et établir une hypothèse

Les objectifs à se fixer pour le suivi doivent répondre à un ensemble de questions.

Exemple 1 : un suivi sur le niveau d'oxygène dans telle partie d'un marais servira à déterminer si ce paramètre est limitant pour la faune piscicole. L'**objectif** est le suivi de l'oxygène dans les zones à faible tranche d'eau.

On distingue ici la différence avec l'**objectif de gestion** : la gestion peut viser à restaurer une population de brochets en maintenant autant que possible un niveau d'eau suffisant sur les zones de frayères au printemps.

Autre exemple, un suivi peut porter sur le degré d'ouverture ou la présence/absence de connexions entre des prairies inondables et le cours d'eau. L'objectif du suivi est de connaître le potentiel d'accueil des prairies inondables dans la zone humide.

Les objectifs de suivi doivent être formulés de manière claire et être réalisables sans difficultés particulières. Il est important de les lister et de les hiérarchiser en fonction des problèmes déterminés au cours de l'étape précédente.

Il faut noter que différents paramètres suivis sont très souvent complémentaires les uns des autres et constituent des faisceaux convergents pour répondre à une ou plusieurs questions en réponse à l'objectif de gestion.

En parallèle, une **hypothèse** doit être formulée. Elle doit servir à tester et justifier l'objectif du suivi sur tel paramètre. Cette hypothèse est différente de celles qui servent à établir le problème de la qualité de l'eau. Elle est posée par rapport à une valeur ou une échelle qui sert de référence. Il s'agit d'une hypothèse que l'on doit tester pour vérifier sa validité. Il est inutile de fixer un objectif vague (par exemple, la réduction des intrants de pesticides) : il faut l'énoncer précisément en restant spécifique (par exemple : diminution de 20% en 5 ans sur les flux en automne).



Par exemple, on formule l'hypothèse que le niveau d'eau du marais ne doit pas descendre en dessous de 1.5 m NGF au printemps pour qu'au moins 50 % des prairies inondables communiquent avec le cours d'eau, offrant ainsi un gain significatif de zones de frai pour les brochets (figure 5).

Cette hypothèse est différente de l'hypothèse de départ sur le problème de la qualité de l'eau qui postule que cette zone humide remplit insuffisamment son rôle au niveau de la qualité biologique, notamment en matière d'habitat, comme par exemple sur la capacité d'accueil pour la reproduction des poissons vis-à-vis des cours d'eau.

Figure 5 : Une prairie inondable des marais de Brouage avec un fossé à poissons destiné, avec une gestion des niveaux permettant le frai du Brochet.

2.3 Choisir des méthodes et des paramètres.

Il faut garder à l'esprit que les observations effectuées doivent servir à **détecter des changements**. Les méthodes doivent donc s'appuyer sur la définition du niveau de changement acceptable. Elles doivent aussi permettre d'élucider la cause des changements, en tenant compte de la variabilité intrinsèque due au protocole d'échantillonnage.

Le choix des paramètres va induire le type d'échantillonnage. En effet, un échantillon pourra receler plusieurs paramètres (par exemple, un litre d'eau permet la mesure de l'oxygène dissous, de la température, du pH et de la conductivité). Mais un site d'échantillonnage pourra être l'objet de

plusieurs échantillons pour répondre aux besoins analytiques (pour analyser différentes traces de solutés en très faibles concentrations : pesticides, métaux lourds, etc.). Les paramètres pertinents selon les milieux et les enjeux seront exposés plus loin (Chapitre 3.1.2.)



Afin de satisfaire aux objectifs, il est souvent nécessaire d'effectuer une étude statistique. Pour cela, il faut au préalable avoir testé un jeu de prélèvements. Une simple analyse de tendance à partir de graphiques permet souvent de se faire une idée suffisante. Si l'on dispose de plusieurs jeux de données sur différents paramètres, certains peuvent opportunément faire l'objet d'analyses de corrélation. Ces principes seront développés plus loin (Chapitre 3.1.3)

Plusieurs niveaux d'étude à différentes échelles de temps et/ou d'espace peuvent être mis en œuvre pour ces tests et pourront conduire au choix d'un échantillonnage à plusieurs niveaux pour le suivi.

Le rythme d'échantillonnage doit être défini simultanément (Chapitre 3.1.3.).

2.4 Evaluer la faisabilité et la rentabilité

Une fois les méthodes et le rythme établis, il faut confronter ces principes aux contraintes en personnel, en matériel et en financement.

Il convient pour cela d'évaluer :

- la durabilité du soutien financier de l'opération
- la disponibilité et l'ampleur des moyens humains
- l'accessibilité aux sites
- la logistique matérielle à déployer et à entretenir
- la fiabilité et la durabilité des matériels d'échantillonnage
- les coûts unitaires et combinés d'analyse
- les moyens humains et matériels de traitement des données
- les moyens de communication : publication, etc.

Quels moyens sont à disposition, et quels moyens complémentaires doit-on envisager ? Cette analyse permet d'établir des principes d'action dans des limites connues.

La rentabilité a un sens dans le cas d'une étude de faisabilité où l'on cherche à obtenir un maximum de données utiles à moindre coût.

Dans le cadre d'un programme de suivi prenant place au sein d'un plan de gestion, il faut également être vigilant au coût. Il est essentiel que les paramètres retenus demeurent pertinents. Toute réévaluation du budget alloué entraînant une réduction du programme ne devrait jamais se faire au détriment de la rigueur scientifique (Finlayson, 1994).

2.5 Réaliser une étude-pilote

L'étude pilote permet de définir l'étendue spatiale et les rythmes temporels d'évolution de certains phénomènes. C'est elle qui permet de tester les protocoles et les hypothèses et de réaliser *in fine* des économies en optimisant le plan d'échantillonnage. En effet, l'étude statistique sur les jeux de données de l'étude pilote permettent de réduire au minimum pertinent les paramètres à suivre.

Cette étude permet aussi d'opérer des changements et des ajustements dans les protocoles avant que le programme ne débute et d'éviter ainsi la remise en cause de sa cohérence. Le plan d'échantillonnage se présente au final sous forme d'un tableau temporel. Celui-ci présente ligne par ligne les paramètres descripteurs* ou indicateurs* suivis ou échantillonnés, à date et lieu définis. Y figurent également les périodes où l'un de ces indicateurs* peut glisser en fonction d'un événement climatique (exemple : prélèvement d'eau à la suite d'un orage estival).

2.6 Prélever et analyser des échantillons

L'échantillonnage est un élément central du dispositif : il doit être effectué avec toute la rigueur requise. Il se base sur le travail statistique précédemment élaboré concernant la fréquence et le site. Mais il comprend des modes particuliers (échantillon individuel, intégrateur, recombinaison, etc.) qui nécessitent un protocole clairement édicté.

Il est particulièrement important que les personnels soient parfaitement formés et au fait des précautions et modalités rigoureuses de chaque protocole. Le facteur de variabilité interpersonnelle ne devrait jamais entrer en ligne de compte. Toute variation doit faire l'objet de prises de notes.

Ces critères conditionnent la fiabilité des données.

Ces éléments seront développés plus loin (Chapitre 4.5).

Les méthodes d'analyse doivent être choisies au cours de l'étude pilote.

Certaines mesures doivent être réalisées sur le terrain lors de la prise d'échantillons. C'est vrai pour des mesures physico-chimiques non conservatoires (température, O₂, pH...) ou des identifications d'espèces. D'autres impliquent un protocole de prélèvement et un traitement particulier (fixation, filtration, stockage, etc.) avant analyse (ex : molécules organiques absorbées sur des particules), identification ou comptage (ex : plancton, méiofaune), etc.



2.7 Interpréter les données et les communiquer

Il est essentiel que les prélèvements et les données analysées prennent un sens. Elles doivent donc être traitées par des opérateurs qui savent les agencer, les analyser statistiquement et les interpréter. Sans cela, un programme de suivi n'a que peu de sens. Il convient donc d'établir les compétences puis les procédures et les principes d'analyse des données dès la phase d'étude diagnostic.



Ce travail peut être avantageusement sous-traité auprès de bureaux d'étude spécialisés ou d'organismes scientifiques.

Ensuite, il convient de rendre les informations intelligibles pour les utilisateurs : gestionnaires, financeurs, administrés. La production de rapports est une procédure à part entière qui nécessite la vulgarisation des données statistiques (graphiques, cartes) et la formulation simple mais rigoureuse des observations et interprétations issues des données traitées.

2.8 Prendre des mesures de gestion et évaluer le programme

Les informations issues des données traitées peuvent servir à :

- ajuster le programme d'échantillonnage : des retours sur différents niveaux de la procédure (figure 2) sont possibles et parfois nécessaires. Ils permettent des ajustements successifs destinés à optimiser le programme. Celui-ci doit conserver sa rigueur à travers ces ajustements et améliorer sa pertinence par rapport aux hypothèses. Les pilotes du programme doivent rester vigilants jusqu'à échéance de celui-ci.
- ajuster la gestion : l'objectif principal du programme de suivi est finalement de permettre au gestionnaire d'agir en connaissance de cause.

2.9 Exemple de programme de suivi

Tableau 2 : Programme de suivi limnologique sur un étang landais, inspiré librement du programme de la Réserve Naturelle de l'Étang Noir (2001).

<i>1. Identification du problème</i>
L'évolution du niveau d'eau de l'Étang Noir a un impact sur les autres milieux de la réserve naturelle
<i>2. Fixer des objectifs</i>
Déterminer les niveaux d'eau
<i>3. Etablir une hypothèse</i>
Le niveau d'eau moyen ne doit pas descendre en dessous de 12,90 m et il faut maintenir une amplitude de variation inférieure à 90 cm entre le printemps et l'été.
<i>4. Choisir des méthodes et des variables</i>
Relevé NGF du niveau de l'étang
<i>5. Evaluer la faisabilité et le rapport coût-avantages</i>
Mesure visuelle simple, site accessible, relevé fait en 15 minutes, échelle NGF déjà installée
<i>6. Réaliser une étude-pilote</i>
Plusieurs années de relevés limnimétriques servent de référence pour établir l'hypothèse à la campagne 2001
<i>7. Prélever des échantillons</i>
Relevé hebdomadaire
<i>8. Analyser les échantillons</i>
Données stockées sur tableur, analyse statistique par le personnel de la réserve
<i>9. Interpréter les données et les communiquer</i>
Résultats communiqués dans le rapport de synthèse des études et suivis scientifiques de la réserve
<i>10. Prendre des mesures de gestion et évaluer le programme</i>
Demander un soutien de débit d'étiage du cours d'eau d'alimentation de l'étang au syndicat hydraulique, par une meilleure répartition de la ressource sur le bassin versant. Adapter le débit de fuite de l'étang par la gestion de la vanne exutoire pour maintenir et tamponner les fluctuations de niveau à un régime souhaitable

En 2001, ce programme de suivi s'est appuyé sur une campagne assimilable à une étude-pilote. Il a pour caractéristique d'avoir identifié le problème à l'extérieur de la réserve (le débit d'amenée par le cours d'eau) et de pouvoir en partie le résoudre par la gestion interne de la réserve.

Les chapitres suivants présentent certains points particuliers qui posent souvent question aux opérateurs de programmes de suivi : les aspects pratiques et techniques qui nécessitent certaines spécialités.

3. Choix des méthodes et des variables

Il faut rappeler que le programme de suivi est mis en place pour évaluer l'impact des actes de gestion, et en aucun cas pour accumuler uniquement des informations et des connaissances.

Des boîtes à outils de descripteurs* et de paramètres ont été développées à partir des années 1990 par le Ministère de l'Environnement et les Agences de l'Eau : les **Systèmes d'Evaluation de la Qualité**. Ces outils institutionnels n'ont pas de caractère légal obligatoire, mais l'on constate que leur emploi est vivement recommandé et accompagne d'office certains dispositifs (contrats de rivières, SAGE). Dans la mesure où leur conception s'appuie sur des synthèses poussées basées sur des expertises scientifiques, ils doivent être pris en compte autant que possible pour la mise en œuvre des suivis, quel que soit le contexte.

3.1 Choix des variables

Le terme "*variable*" utilisé dans ce guide traduit les caractéristiques qualitatives de l'eau qui présentent une variabilité : température, oxygène dissous, nombre de cellules phytoplanctoniques.

Le terme "*paramètre*", à qui l'on affecte habituellement le même sens que celui de variable, prend dans ce guide le sens de valeur statistique qui caractérise la variable.

3.1.1 Le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (SEQ)

3.1.1.1 Principes généraux

Les éléments synthétisés ci-après sont développés dans l'étude N°64 éditée par les Agences de l'Eau et le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (cf. références bibliographiques).

Les SEQ sont au nombre de trois : SEQ eau, SEQ qualité biologique et SEQ qualité du milieu physique. Leur vocation est d'être des outils d'aide à la planification, à la décision et au suivi des milieux aquatiques. Ils seront à terme déclinés pour chaque grand type de système hydrologique dans chacune de ces trois catégories.

Le Système d'Evaluation de la **Qualité de l'eau**, qui est aujourd'hui fonctionnel et mis à disposition des gestionnaires, est celui des cours d'eau ainsi que celui des nappes souterraines. Ce système est fondé sur la notion d'**altération** de la qualité de l'eau.

Les variables de même nature ou de même effet sont groupées en 15 types d'altérations. Chaque variable au sein d'un type voit sa valeur exprimée en unité de mesure convertie en indice. Les indices sont ensuite sommés. Cette opération permet de placer l'altération sur une échelle de classe de qualité. En ce qui concerne les classes d'aptitude aux fonctions et usages, ce sont les variations d'indices qui donnent un sens au type d'altération, entre des classes de qualités comportant 3 ou 5 niveaux (de très bonne à très mauvaise) dont les modalités de calcul sont spécifiques à chaque altération (figure 7).

L'incidence de la qualité est ainsi évaluée par rapport à des classes d'aptitudes de l'eau à la biologie et aux usages.

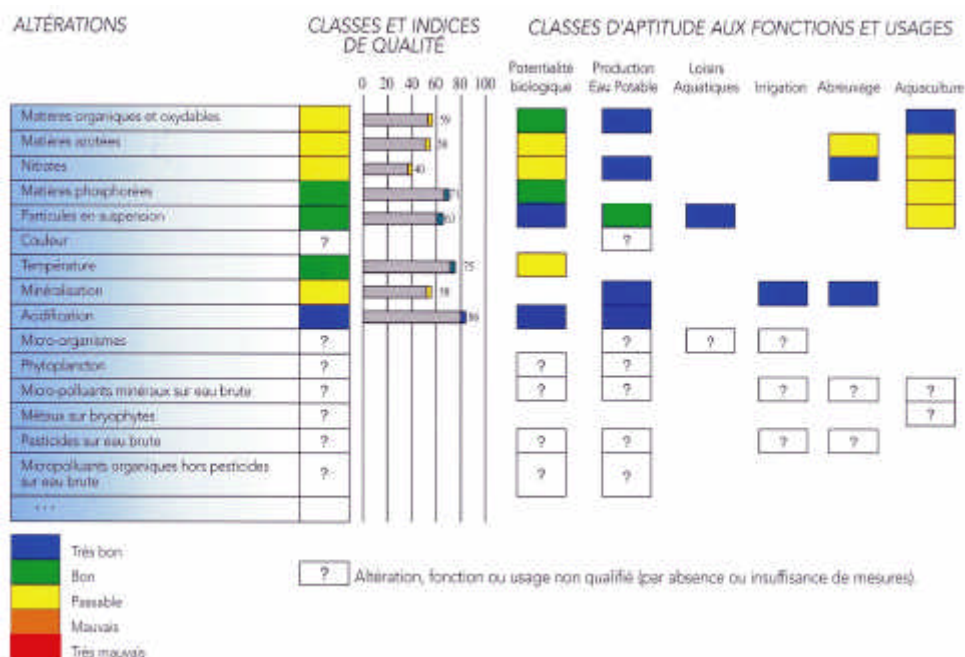


Figure 7 : Planche de résultats issue de campagnes de prélèvement ou d'un cycle de mesure sur un dispositif à long terme. (source : Etude N°64 des Agences de l'Eau et du MATE, 1999)

Cet outil de traitement semi-automatisé des données est téléchargeable sur le site Internet du Réseau National des Données sur l'Eau : www.rnde.tm.fr/francais/ac/seq/seq0004.htm

Un tel tableau de résultats permet d'offrir une lecture simplifiée de l'état de santé de l'unité hydrologique considérée. Il peut être utilisé directement pour des besoins de communication. Il convient toutefois d'être prudent en ce qui concerne leur usage pour les zones humides littorales, ainsi qu'indiqué dans le paragraphe 3.1.1.3.

3.1.1.2 Les variables des types d'altérations

Les variables retenues pour établir les indices de qualité et qualifier les aptitudes aux fonctions et aux usages sont les suivantes (tableau 3) :

Tableau 3 : groupes de variables retenues dans le SEQ eau pour les cours d'eau pour chacune des 15 altérations définies. En gras figurent les paramètres prioritaires, en trait fin les paramètres facultatifs

Altérations	Variables
Matières organiques et oxydables	O₂dissou ou %O ₂ , DCO ou KMnO₄ ou COD ou DBO₅ , NKJ ou NH₄⁺
Matières azotées	NH₄⁺ , NKJ , NO₂⁻
Nitrate	NO₃⁻
Matières phosphorées	PO₄³⁻ ou P_{total}
Particules en suspension	MES ou turbidité ou transparence
Couleur	Couleur
Température	Température
Minéralisation	Conductivité , salinité, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , TAC, dureté
Acidification	pH , Al _{dissous}
Micro-organismes	Coliformes thermotolérants (assimilables à E. coli) ou coliformes fécaux , streptocoques fécaux ou entérocoques
Phytoplancton	ΔO ₂ , pH, %O ₂ et pH, Chlorophylle a + phéopigments ou algues
Micro-polluants minéraux sur eau brute	As, Hg , Cd , Cr _{total} , Pb, Zn, Cu, Ni, Se, Ba, CN ⁻
Métaux sur bryophytes	As , Hg , Cd , Cr_{total} , Pb , Zn , Cu , Ni
Pesticides sur eau brute	Une quarantaine de molécules dont Atrazine , Simazine , Lindane , Diuron , Trifluraline
Micro-polluants organiques hors pesticides sur eau brute	Une soixantaine de substances dont Tétrachloroéthylène , Trichloréthylène , 1.1.1.trichloroéthane , HAP, PCB

L'explication de l'intitulé et de l'intérêt de chaque variable se trouve dans l'annexe A de l'étude N°64 des Agences de l'Eau et du MATE (1999).

3.1.1.3 Application

Aujourd'hui, les SEQ sont des outils applicables sur les cours d'eau. Il existe par ailleurs un développement spécifique des SEQ pour les plans d'eau. Ils seront testés au cours de l'année 2004. De même, il existe un développement spécifique pour les eaux marines littorales, dont l'application n'est pas encore effective.

En revanche, il n'a pas encore été développé de grilles particulières relatives aux zones humides littorales telles que la façade atlantique, avec des faciès argileux (Marais breton, Marais poitevin, Marais charentais). Il reste à entreprendre un travail spécifique pour les espaces lagunaires ou quasi-lagunaires (marais salés atlantiques de Guérande et du Mès, du Marais breton, des marais des Olonnes, des marais du Payré, des marais de Ré et d'Oléron, de l'estuaire de la Seudre, du bassin

d'Arcachon...) ainsi que pour les étangs peu profonds (lacs et étangs landais) et les zones humides des fonds de bassins tourbeux.

Il convient donc à ce jour, pour tout opérateur de gestion sur de tels espaces humides, de sélectionner dans les banques de paramètres et les grilles de classement celles qui correspondent de manière probable au site ou à la conformation particulière de tel bief ou plan d'eau.

Toutefois, cette position n'est pas durablement tenable puisque l'opérateur du suivi se trouve confronté à un problème fondamental : il peut avoir réalisé des échantillonnages techniquement irréprochables et avoir respecté des protocoles analytiques de laboratoire rigoureux, mais ne disposer que de grilles d'analyses qui sont inadaptées à son milieu.

Par exemple, les concentrations en MES communément rencontrées dans les eaux des réseaux hydrauliques des marais en eau douce sur la façade atlantique oscillent entre 30 mg/l et 800 mg/l. La moyenne tourne autour de 180 mg/l. De telles valeurs conduisent la plupart du temps à des classements en rouge si l'on applique la SEQ cours d'eau. Or, ces conditions d'habitat sont classiques et n'appellent pas forcément de dysfonctionnement particulier. Les opérateurs de suivi utilisent souvent un disque de Secchi pour mesurer la transparence de l'eau qui est ordinairement très faible en marais, et qui n'est pas forcément corrélée aux MES et MVS (figure 8).

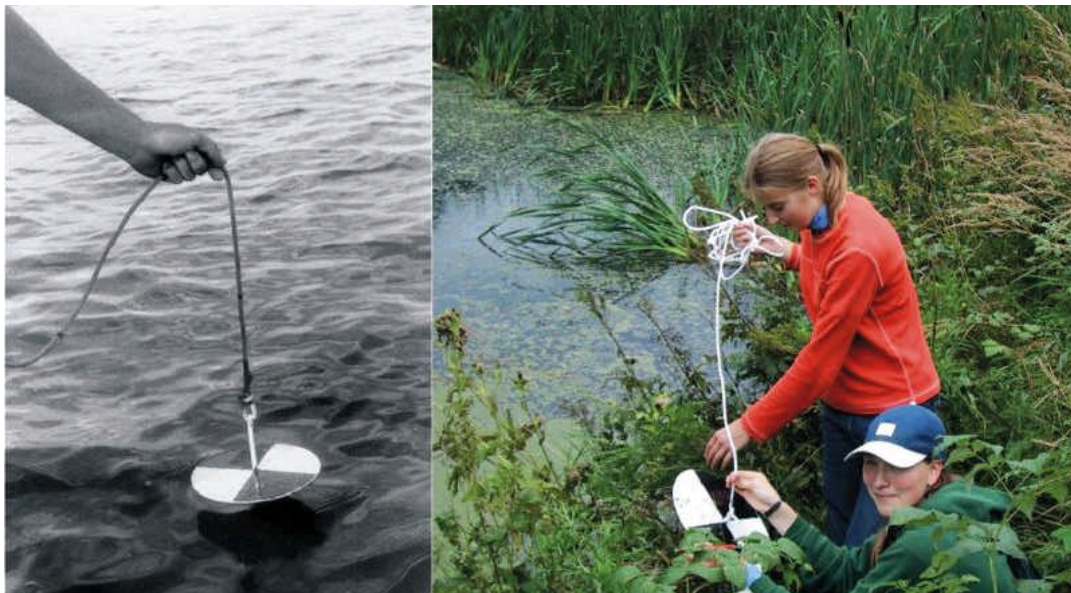


Figure 8 : l'emploi du disque de Secchi est un moyen économique de connaître la transparence de l'eau. Il suffit de noter la profondeur d'immersion (lue sur la corde) où disparaît visuellement le disque. C'est très fréquemment au bout de quelques centimètres à quelques décimètres qu'il disparaît en zones de marais.

Le risque de disqualification des milieux est important, et en particulier celui de mésestimer leur comportement. En conséquence, les ajustements de gestion qui résulteront de la lecture de ces grilles risquent d'aller dans un sens inadéquat. C'est toute la cohérence de la gestion et du suivi qui s'en trouvent mis en cause.

Il convient donc d'employer ces grilles avec la plus grande prudence et de soumettre à l'avis d'un comité scientifique toute initiative de gestion adaptée à partir de ces informations. Il faut se garder de communiquer les résultats traités à travers ces filtres d'analyse préalablement à la mise à disposition de grilles adaptées.

Il est également urgent de continuer à œuvrer pour concevoir des grilles de qualité et proposer une hiérarchie de paramètres plus conformes à la réalité fonctionnelle de ces zones humides, afin que les gestionnaires disposent de SEQ zones humides.

3.1.2 Les catégories de variables à prendre en compte

3.1.2.1 Selon le type de système que l'on considère, différents groupes de variables se dessinent (tableau 4) :

Tableau 4 : matrice de groupes de variables pertinentes pour le suivi de différents types d'hydrosystèmes. Source : National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996.

Variable	Système				
	Lac	Cours d'eau	Zone humide	Eau du sol	Eau de surface
Physique					
O ₂ dissous					
Débit					
Encombrement / rugosité					
Accès aux habitats					
Ratio cours d'eau/plans d'eau					
Salinité					
Transparence (disque de Secchi)					
Conductivité					
Caractéristiques du substrat					
Particules en suspension					
Température					
Minéralité totale					
Turbidité					
Chimique					
DBO5					
Minéraux non métalliques : Cl, F					
Nutriments : N et P dissous					
Nutriments : N et P particulaires et totaux					
Métaux : As, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Pb, Mg, Mn, Na, Ni, Zn					
pH					
Biologique					
Bactéries					
Chlorophylle a					
Indices biologiques (IBGN, indice diatomique) ¹					
Invertébrés					
Poissons					
Macrophytes					
Périphyton					
phytoplancton					
protozoaires					

Les zones humides du littoral atlantique comprennent différentes catégories : les vasières (slikkes) et marais salés (schorres), les marais salés endigués (salicoles, piscicoles et ostréicoles), les marais

¹ IBGN : Indice Biologique Global Normalisé : Note de 0 à 20 attribuée au niveau d'une station de mesure après étude du peuplement par invertébrés aquatiques. La valeur de cet indice dépend à la fois de la qualité du milieu physique (structure du fond, état des berges...) et de la qualité de l'eau ; elle prend sa signification après l'interprétation qui doit en être faite. Norme NF T90-350

doux endigués, aux substrat argileux et les bassins et étangs rétro-littoraux aux substrats argilo-humiques (figure 9).



Figure 9 : paysages et physionomies des zones humides littorales : slikkes, schorres, marais salés, marais doux, étangs rétro-littoraux.

Il n'existe donc pas une catégorie de zones humides, mais plusieurs types morphologiques liés aux usages. Leurs conformations physiques particulières leur confèrent un caractère et une dynamique propres. Ce sont souvent des zones aux niveaux trophiques élevés en raison de la faible épaisseur de la tranche d'eau.

Par exemple, les nutriments sont des variables importantes à suivre pour tous les systèmes. Des formes particulières peuvent être porteuses d'indications pour les lacs, les cours d'eau et les zones humides, mais seront de faible intérêt pour les eaux d'imbibition ou de ressuyage des sols.

On peut plus facilement justifier un nombre supérieur de variables biologiques pour les systèmes qui sont en eau de façon permanente que pour ceux qui connaissent des assèchements intermittents. En effet, les biocénoses aquatiques sont limitées par ce régime intermittent et, par conséquent, ne constituent pas forcément de bons descripteurs* de qualité dans cette situation.

Ainsi, il convient de bien distinguer les composantes de la zone humide, qui peut elle-même contenir des entités présentant les caractéristiques de cours d'eau ou de plans d'eau et présenter des sols aux comportements à surveiller en fonction des activités qui s'y déroulent.

3.1.2.2 Type d'usage

Selon le type d'usage que l'on considère, différents groupes de variables se dessinent (tableau 5) :

Tableau 5 : matrice de groupes de variables pertinentes pour le suivi de différents types d'usages dans les hydrosystèmes. Source : National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996.

Variable	Usage de la ressource				
	Piscicole	Récréatif	Paysager-esthétique	Irrigation	Eau de boisson
Physique					
O ₂ dissous					
Débit					
Salinité					
Transparence (disque de Secchi)					
Conductivité					
Particules en suspension					
Température					
Minéralité totale					
Turbidité					

Chimique					
DBO5					
Minéraux non métalliques : Cl, F					
Nutriments : N et P dissous					
Nutriments : N et P particulaires et totaux					
Métaux : As, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Pb, Mg, Mn, Na, Ni, Zn					
pH					
Biologique					
Bactéries					
Chlorophylle a					
Indices biologiques (IBGN, indice diatomique)					
Invertébrés					
Poissons					
Macrophytes					
Périphyton					
phytoplancton					
protozoaires					

La sélection des variables peut être modulée en fonction des usages de la ressource en eau. Ainsi une masse d'eau peut avoir un usage d'irrigation qui ne nécessite pas forcément un suivi sur les paramètres biologiques. Par contre, un usage récréatif incluant la pêche, la baignade et des critères esthétiques motive l'usage de variables rendant compte des sédiments, des nutriments, des éléments toxiques et de caractéristiques visuelles de l'eau.

Dans le cas de marais à usage agricole et d'élevage, où prennent place des enjeux de préservation paysagère et de biodiversité, un nombre accru de paramètres (la quasi-totalité) est à considérer au regard des problèmes croisés que posent les différentes activités.

Il est intéressant à ce titre d'illustrer le cas particulier de l'agriculture qui est l'usage prédominant des zones humides du littoral atlantique.

3.1.2.3 Type de source polluante

Selon le type de source polluante au sein des activités agricoles que l'on rencontre, différents groupes de variables se dessinent (tableau 6).

Il est important de considérer que des choix sur les variables nécessitent au préalable d'avoir caractérisé et hiérarchisé les sources prédominantes. Il faut aussi bien considérer que le tableau 6 ne présente pas de mesures sur les exploitations agricoles elles-mêmes mais des paramètres mesurés dans l'hydrosystème à des points-clés, et qui rendent compte de problèmes diffus.

Tableau 6 : matrice de groupes de variables pertinentes pour le suivi de différents types d'activités polluantes diffuses d'origine agricole dans les hydrosystèmes. Source : National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996.

Variable	Activités – sources agricoles						
	Écoulements de parcelles agricoles ²	Pesticides	Fertilisants	Granges/aires de stockage d'aliments	Jonction au cours d'eau	Pâturages	Lisiers / purins
Physique							
O ₂ dissous							
Débit							
Salinité							

² Incluent les prairies de fauche et les cultures

Transparence (disque de Secchi)							
Conductivité							
Particules en suspension							
Température							
Minéralité totale							
Turbidité							
Chimique							
DBO5							
Minéraux non métalliques : Cl, F							
Nutriments : N et P dissous							
Nutriments : N et P particulaires et totaux							
Métaux : As, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Pb, Mg, Mn, Na, Ni, Zn							
pH							
Biologique							
Bactéries							
Chlorophylle a							
Indices biologiques (IBGN, indice diatomique)							
Invertébrés							
Poissons							
Macrophytes							
Périphyton							
phytoplancton							
protozoaires							

La plupart des activités agricoles justifient le suivi de valeurs d'oxygène dissous ou de DBO ainsi que des mesures du débit, des matières en suspension, des nutriments (ex-fertilisants) dans toutes leurs formes et des invertébrés.

Les trois formes de nutriments doivent être suivies (dissoutes, particulaires ou absorbées, totales). Toutes ne nécessitent pas d'être analysées dans la mesure où elles peuvent être corrélées entre elles. Toutefois, si cela est vrai dans les systèmes limniques, ça l'est beaucoup moins dans les zones à très faible tranche d'eau.

Un grand nombre de ces activités influence aussi la turbidité des eaux ainsi que leur contenu bactérien. Le suivi des pesticides est également indispensable sur des molécules ciblées, et notamment sur leurs métabolites. Ces derniers sont trop souvent délaissés dans les suivis alors qu'ils présentent des facteurs de risque souvent équivalents, voire supérieurs, aux molécules-sources.

Enfin, la question des débits est essentielle pour quantifier les problèmes de flux contaminants. En effet, il peut être possible d'établir des seuils admissibles de charges polluantes (s'il est impossible de les supprimer complètement), et dans ce cas seule une quantification permet de négocier des quantités tolérables avec les acteurs à la source du problème, au niveau du plan de gestion.

3.1.2.4 Type de qualité d'eau

Selon le type de problème de qualité d'eau qui se manifeste, différents groupes de variables se dessinent (tableau 7).

Ce sont les manifestations de la détérioration de la qualité de l'eau qui déterminent finalement les variables à échantillonner.

Tableau 7 : matrice de groupes de variables pertinentes pour le suivi de différents types de problèmes de qualité d'eau dans les hydrosystèmes. Source : National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996.

Variable	Problème						
	Esthétique / paysager	Bactéries	Algues	Macrophytes	Salinité	Sédiment	Produits toxiques
Physique							
O ₂ dissous							
Débit							
Salinité							
Transparence (disque de Secchi)							
Conductivité							
Particules en suspension							
Température							
Minéralité totale							
Turbidité							
Chimique							
DBO5							
Minéraux non métalliques : Cl, F							
Nutriments : N et P dissous							
Nutriments : N et P particulaires et totaux							
Métaux : As, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Pb, Mg, Mn, Na, Ni, Zn							
pH							
Biologique							
Bactéries							
Chlorophylle a							
Indices biologiques (IBGN, indice diatomique)							
Invertébrés							
Poissons							
Macrophytes							
Périphyton							
phytoplancton							
protozoaires							

Dans le cas d'un excès de microalgues (figure 10), il est suggéré de mesurer l'oxygène dissous et la température. La mesure du débit est également importante pour établir un bilan de masse. Des informations indispensables doivent également être recueillies sur la transparence (turbidité ou méthode Secchi), la chlorophylle a et les richesses spécifiques en phytoplanctons.

Des indications sur les méthodes de prélèvement et les analyses correspondantes spécifiques aux zones de marais sont décrites en Annexe 4.



Figure 10 : Canaux de marais doux avec de forts développements de microalgues ("eaux vertes") et réseau de fossés et de claires confinées eutrophes en marais saumâtre (envahis d'algues entéromorphes et de *Cladophora*).

Du fait des relations étroites existant entre ces différents paramètres, tous ne sont pas forcément nécessaires à la détection de changements. L'indice diatomique (Coste et Prygiel, 1998) est au point pour les cours d'eau et les lacs mais reste à peaufiner pour les zones humides.

Dans le cas des lacs, des outils simples tel que l'index TSI³ peuvent être utilisés (Carlson, 1977). Un outil français, l'Indice macrophyte, est également en cours de test pour son application dans les zones humides (Haury et coll., 1996).

3.1.3 Méthode pour réaliser un choix

Une sélection de variables doit être réalisée à travers une méthode de hiérarchisation. Il est en effet indispensable de trier les variables qui peuvent virtuellement se dénombrer par dizaines. Quatre principes peuvent servir à établir cet ordre.

Classement par rang

Un système minimaliste établi par l'USEPA (1981 a, b) propose deux niveaux de classements : une première liste de variables qui servent à évaluer l'efficacité du programme, une seconde plus détaillée et de rang inférieur.

Par exemple, Le niveau 1 se trouve représenté par la mesure de l'oxygène comme indice de l'excès de macrophytes dans un site où l'eau est dévolue aux poissons. Le niveau 2 se trouvera dans les mesures de concentration de nutriments et les flux associés.

Un second système présenté par Sanders et coll. (1983) propose trois niveaux de hiérarchie :

Niveau 1 : composé des variables fondamentales qui servent de support à l'expression de la qualité : débit, volume, etc.

Niveau 2 : composé de variables résultant d'effets combinés : température, oxygène dissous, pH, turbidité, etc.

³ Trophic State Index

Niveau 3 : composé de variables qui sont à l'origine d'effets combinés : matières en suspension, température de l'eau d'amenée d'un étang, etc.

La priorité de mesure est bien sûr affectée au niveau le plus élevé.

Utilisation de matrices

Cette méthode reprend les tableaux de matrices 3 à 7, notamment le tableau 7 sur les manifestations de l'altération de la qualité de l'eau. Au sein d'un tel tableau, il s'agit d'appliquer le classement par rang précédent.

Etude des corrélations

Cette méthode a pour vocation de réduire une liste de variables à un minimum nécessaire et suffisant. Un certain nombre de variables connaissent des corrélations croisées. Il suffit de disposer de jeux de données en nombre suffisant pour tester des corrélations par paires ou multiples (matrice de corrélations). Le calcul du coefficient de corrélation avec un taux de signification élevé permet de d'abandonner certaines variables ou de les échantillonner à fréquence réduite.

Calcul de corrélation :

$$r = \frac{\sum (A_i - \bar{A})(B_i - \bar{B})}{\sqrt{\sum (A_i - \bar{A})^2 \sum (B_i - \bar{B})^2}}$$

\bar{A} et \bar{B} sont les moyennes des variables A et B

A_i et B_i sont les valeurs individuelles des variables A et B

Exemple :

Une zone lagunaire en marais salé connaît d'importantes perturbations dues à une eutrophisation et à de fortes sédimentations. L'azote et le phosphore sont considérés comme les premières causes de forts développements d'algues (*Ulva*, *Cladophora*, *Entéromorpha*). L'ammonium, le nitrate, l'azote total Kjeldahl, les orthophosphates, le phosphore total, les MES, les MVS, et la turbidité constituent un ensemble *a priori* nécessaire à suivre pour pouvoir agir sur le phénomène.

Une estimation des coûts affiche un montant de 40 euros par échantillonnage (visite et coûts analytiques), tandis que le budget alloué ne dépasse pas 25 euros.

La matrice de corrélation d'une précédente campagne de mesures permet d'obtenir :

R ²	P _{tot}	NO ₃ ⁻	N _{tot}	Turbidité	MES
PO ₄ ³⁻	0.922	-	-	-	-
NH ₄ ⁺	-	0.272	0.812	-	-
NO ₃ ⁻	-	1	-0.061	-	-
MVS	-	-	-	0.745	0.863
MES	-	-	-	0.614	1

Les corrélations entre P_{tot} et PO₄³⁻, entre N_{tot} et NH₄⁺ et entre MES et MVS sont très élevées et significatives. En choisissant les coûts analytiques des trois variables les moins élevées (Annexe 4), un suivi peut être avantageusement mis en place à moins de 25 euros pour satisfaire aux objectifs de suivi de l'eutrophisation.

Méthode de probabilité de dépassement de standard

Une autre méthode, développée par Moser et Huibregste (1976), nécessite de connaître la moyenne \bar{X} , l'écart type S et la valeur standard X_{std} ne devant pas être dépassés.

La valeur Z est calculée de la manière suivante et comparée à une table d'abaque (table Z)⁴ :

$$Z = \frac{(X_{std} - \bar{X})}{S}$$

L'application d'une telle méthode est toutefois subordonnée à la présence d'une valeur qui sert de standard de référence pour les besoins de la gestion et du suivi. Cela peut être le cas pour l'oxygène dissous dans certains cas, et plus généralement, pour les bactéries fécales.

Dans le cas des zones humides, il n'existe pas de standard pour l'azote et le phosphore. Il faut alors se fier à des valeurs déterminées, par exemple, pour la bascule vers une situation dystrophe*.

Exemple : des données sur les coliformes fécaux relevés dans un canal en marais à proximité d'habitats sans assainissement individuel donne des valeurs de 185 bactéries pour 100 ml. La déviation standard de 520 bactéries /100 ml étant connue, ainsi que le standard de qualité de 200 bactéries/100 ml, on peut calculer :

$$Z = \frac{200 - 185}{520} = 0.02$$

Cette valeur correspond à 48% de probabilité de dépassement (avec une hypothèse à 0.5% de chance d'erreur). Si le calcul effectué sur d'autres variables à seuil donne des probabilités de dépassement plus faibles, la variable "coliformes fécaux" sera classée prioritairement, et ainsi de suite entre les variables suivantes.

3.2 Choix des localisations et des fréquences d'échantillonnage

Les données doivent être collectées à des points et des pas de temps déterminés. C'est une stratégie d'échantillonnage selon un mode dit "stratifié"⁵. En effet, c'est la plupart du temps la connaissance préalable du terrain et des conditions qui y prévalent qui sont déterminantes dans la méthode. Ceci est tout à fait différent d'une campagne de mesure où un échantillonnage "aléatoire simple"⁶ viserait à identifier un phénomène dans un lieu inconnu et à en connaître l'amplitude.

Exemple : Giraud (1992) a réalisé une étude pour les besoins de construction d'un réseau de surveillance hydrologique optimisé afin de distinguer des secteurs de marais de fonctionnement hydrologiques distincts. Il a distingué 4 strates :

- canaux et fossés sous l'influence des exutoires,
- canaux et fossés en queue de réseau (à proximités des terres de bordure),
- carrefours hydrauliques où les eaux de plusieurs provenances sont mélangées,
- canaux et fossés correspondant à toute autre situation,

avec comme variable de contrôle le taux de renouvellement en eaux qui traduit le confinement.

⁴ Table Z : probabilité qu'une valeur aléatoire de Z soit supérieure aux valeurs émargées. Table disponible en Annexe 2, et dans tout ouvrage statistique. (ex. Ref : Dagnelie (1998), ou Steel R.G.D., Torrie J.H. (1960). Principles and procedures of statistics-3rd Edition. Mc Graw-Hill, Inc, New-York. 66 p.)

⁵ L'échantillonnage stratifié est une méthode élaborée pour sélectionner les échantillons. Il est particulièrement utile si les phénomènes étudiés sont distribués par endroits, ou si la zone étudiée est très hétérogène. L'approche est basée sur la subdivision de la zone en « strates » plus homogènes en matière de distribution spatiale de ces caractéristiques. Les strates sont mutuellement exclusives et collectivement exhaustives. Des échantillons indépendants sont sélectionnés au sein des différentes strates, de façon systématique ou aléatoire. La plupart des réseaux de suivis opérationnels ont mis en oeuvre un système basé sur ce principe afin d'améliorer la précision statistique et d'adapter le plan d'échantillonnage aux spécificités locales. L'homogénéisation est obtenue par une connaissance a priori de certaines caractéristiques de la distribution géographique. Dans les suivis agricoles, de telles strates sont construites sur la base de l'occupation du sol et des usages associés. L'unité d'échantillonnage (points, lignes surfaces) et le mode de sélection (aléatoire, systématique et stratifié) constituent l'approche de base. Il n'y a pas de règles standards strictes pour la combinaison de l'un ou l'autre pour la définition des strates et le mode de sélection. En pratique, le plan d'échantillonnage est déterminé par les variables à observer, la précision statistique recherchée, les ressources humaines et financières ainsi que le délai requis pour rendre des résultats.

⁶ L'échantillonnage aléatoire est la sélection simple d'unités au sein d'un ensemble à observer. Un échantillon aléatoire simple est sélectionné par un procédé au cours duquel chaque échantillon a la même chance (probabilité) d'être échantillonné.

3.2.1 Localisation des stations

C'est l'objectif général du suivi qui influence les sites d'échantillonnage (« stations »). Par exemple, une campagne préalable de détermination des zones vulnérables nécessite un certain nombre de stations pour finalement isoler celle qui est recherchée, par un jeu de simples comparaisons entre stations. Au contraire, des besoins d'évaluation d'efficacité d'un programme ou des suivis à long terme peuvent simplement requérir une ou deux stations. Des suivis sur des transports d'éléments et des flux peuvent par ailleurs nécessiter des positionnements le long de cheminements.

Le type de masse d'eau ou de zone humide conditionne aussi les stations d'échantillonnage. Le suivi d'un exutoire ne nécessite qu'une station, tandis que le suivi du comportement de la pseudo-nappe* d'un sol hydromorphe* impliquera le déploiement de multiples stations.

Le suivi biologique quant à lui devra se caler sur des sous-échantillonnages au sein de niches* et d'habitats* spécifiques (figure 11). Des recommandations d'ordre général ont été formulées par Klem et coll. (1990) pour la localisation des stations pour des suivis biologiques :



Figure 11 : pour une analyse des invertébrés benthiques, le prélèvement des premières couches de sédiments peut s'effectuer par simple carottage, suivi d'un passage sur un tamis fin.

- les stations d'échantillonnage des macro-invertébrés devraient être proches de celles des paramètres physico-chimiques,
- ne pas se positionner sur des sites atypiques (ponts, barrages, seuils et retenues, etc.),
- inclure au moins une station de référence éloignée de toute perturbation ou source de pollution,
- sélectionner des stations avec des caractéristiques d'habitat identiques (substrat, profondeur, courant, ...) pour pouvoir faire des comparaisons sur les problèmes de qualité,
- inclure une station directement à l'aval de la source de perturbation,
- établir des stations à des distances variées de la source de perturbation.

Les critères de sélection de sites sont spécifiques à chaque projet. Toutefois, il est possible de lister ceux-ci (*adapté du National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996*) :

- | | |
|---------------------------------|--|
| Toutes stations : | <ul style="list-style-type: none">- accessibilité par tous temps- disponibilité en énergie- coopération avec les propriétaires fonciers- protection contre le vandalisme- proximité du problème à suivre |
| Eau du sol : | <ul style="list-style-type: none">- nappe et pseudo-nappes connues- localisation connues des barrières (strates, etc.)- direction des flux appropriée- niveaux d'eau requis- stratifications ou mélanges requis- couche de confinement connue- éloignement connu de fuites ou pertes |
| Cours d'eau, fossés et canaux : | <ul style="list-style-type: none">- habitat approprié- substrat imperméable et stable- section uniforme, sans méandre- sans obstructions ni embâcles- encombrement sédimentaire et rugosité connus- indépendant de drainages de voiries- adéquation de l'occupation du sol à proximité |

- Plans d'eau, étangs, lacs :
- stratifications connues
 - gradients longitudinaux définis
 - circulations d'eau connues
 - marges, berges, plages prises en compte

Au sein des systèmes hydrologiques considérés, la configuration des prélèvements ou des mesures doit être soigneusement conçue. Par exemple, dans un cours d'eau, un canal ou un fossé circulant, une bonne homogénéité de l'échantillon nécessite une pratique différente selon que l'on est proche d'une source de contamination ou au contraire éloigné. Le régime d'écoulement (turbulent ou laminaire), la charge en MES, la section du lit et la hauteur d'eau conditionnent le mode de prélèvement et de récolte des échantillons (Cf. chapitre 4.1).

Selon sa profondeur, un plan d'eau peut connaître ou non des stratifications (rupture de gradient de certains paramètres), ce qui justifie souvent un échantillonnage pour chaque strate. La morphologie de fond et le dessin de son contour peuvent permettre de déterminer des sous-ensembles homogènes au sein desquels pourront être positionnées des stations. Des gradients longitudinaux sont aussi rencontrés et sont l'objet de positionnements que l'on peut optimiser par le calcul. Les zones à plus fort changement de gradient nécessitent évidemment un nombre plus important de stations que celles présentant de petits gradients stables.

La distance entre deux sites le long d'un gradient peut être calculée par :

$$\pm \text{distance} = \frac{\left[\left(\bar{X} \pm S_x t \right) - b \right]}{a}$$

avec :

b = intercept , a = pente

\bar{X} = moyenne

S_x = écart type

t = 't' de Student pour une probabilité $p=0.05$

Cette méthode est aussi valable pour les eaux du sol (pseudo-nappes de zones humides)

3.2.2 Optimisation du nombre de stations et de la fréquence d'échantillonnage

Diverses autres méthodes existent pour établir des fréquences d'échantillonnage en fonction du cas qui se présente. Il est néanmoins toujours préférable de disposer d'une série de données collectées préalablement.

Les programmes de suivi comprennent le plus souvent un jeu important de stations et de variables.

D'un point de vue purement mathématique, il existe une norme internationale ISO concernant l'établissement *a priori* des programmes d'échantillonnage. Pour estimer la moyenne d'une distribution normale, de coefficient de variation C_v (en %), avec un niveau de confiance choisi (en %), le nombre annuel d'échantillons nécessaire "n" est :

$$n = \left(\frac{2K C_v}{L} \right)^2$$

Avec les valeurs de K :

Niveau de confiance (%)	99	98	95	90	80	68	50
K	2.58	2.33	1.96	1.64	1.28	1.00	0.67

Le niveau de confiance est la probabilité pour que la moyenne réelle soit comprise dans l'intervalle de confiance calculé L

Il est nécessaire de disposer au préalable de séries de données pour tester la distribution statistique de ces valeurs. Dans le cas contraire, il faut partir sur des hypothèses qui permettront de faire des ajustements ultérieurs.

Sur un marais de 2500 ha, Giraud (1992), ne disposant pas de la distribution statistique des variables telles que la conductivité ou la turbidité, est parti sur des hypothèses de variations moyennes élevées (Cv entre 30 et 40%) avec un niveau de confiance "raisonnable" de 80 à 90%. Il en a déduit une fréquence d'échantillonnage de 3 à 4 jours pendant un an. Il s'agit ici d'une fréquence moyenne. Mais Giraud a adopté la démarche de Gros (1988), en augmentant la fréquence autour d'événements climatiques particuliers (fortes pluies, intensification des manœuvres de vannage). En effet, cet auteur estime que "la surveillance des écosystèmes ne se limite pas au contrôle des valeurs moyennes ; étant donné l'éventuelle forte non-linéarité de certaines réponses écologiques, il faut aussi traquer les valeurs extrêmes".

Il est souvent important de pouvoir optimiser financièrement la combinaison "nombre de stations - fréquence d'échantillonnage" afin d'obtenir la meilleure information au moindre prix, de manière à dimensionner un budget adéquat.

La méthode consiste en une combinaison d'une fonction du coût et de la variabilité des données, dont on tente de minimiser la variabilité de la moyenne (Haynes, 1977 ; Mar et coll., 1986, Reckhow et Chapra, 1983).

La fonction du coût est :

$$C = C_0 + SC_s + SpvC_v$$

Où :

C = coût total de l'échantillonnage = budget total

C_0 = prix initial fixé

C_s = coût d'établissement de la station sur site

C_v = coût de la visite de la station

S = nombre de stations

pv = nombre de visites par station = nombre de périodes p associées aux visites v

Le nombre de visites par site est calculé par :

$$v = \left(\frac{CK_v + C_s}{pC_v(pK_s + K_{s,v})} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Où :

$$K_s = \frac{s_s^2}{s_e^2}, \text{ et } K_v = \frac{s_v^2}{s_e^2}, \text{ et } K_{s,v} = \frac{s_{s,v}^2}{s_e^2}$$

Le nombre de sites est déterminé par :

$$S = \frac{C}{C_s + pvC_v}$$

Par exemple :

Une étude menée par Hayne (1977) visait à déterminer le nombre de sous-bassins drainants qui pourraient rendre compte de la qualité de l'eau au sein d'un bassin versant. Les stations ont d'abord été choisies aléatoirement. Les échantillons étaient collectés pour analyser le phosphore total.

Une campagne d'étude préliminaire d'une année (13 périodes de 4 semaines sur 15 stations et 2 visites aléatoires par période) a fourni les éléments suivants :

Coût total	14211.25 \$
Coût par station	153.18 \$
Coût par visite	79.47 \$
Variance des stations	0.01265
Variance des visites	0.06830
Variance s.v	0.04109
Erreur de la variance	0.1153

Pour un budget conservé de 14211.25 \$, le nombre optimum de sites serait de 5 et le nombre de visites par période serait de 3 (plutôt que les 2 initiaux) :

$$K_s = \frac{0.01265}{0.1153} = 0.1097 \text{ et } K_v = \frac{0.06830}{0.1153} = 0.5924 \text{ et } K_{s,v} = \frac{0.04109}{0.1153} = 0.3564$$

$$v = \left[\frac{14211.25(0.5924) + 153.18}{13(79.47)[13(0.1097) + 0.3564]} \right]^{\frac{1}{2}} = 2.16 \text{ (c'est dire 3 car supérieur à 2)}$$

$$S = \frac{14211.25}{153.18 + 13(3)(79.47)} = 4.4 \text{ (c'est dire 5 car supérieur à 4)}$$

Dans l'hypothèse où le budget serait doublé, le nombre de stations pourrait atteindre 9, tandis que le nombre de visites par période demeurerait de 3.

La fréquence d'échantillonnage est conditionnée par le nombre de fois où la station est visitée.

Dans l'exemple précédent, si des contraintes financières entrent en ligne de compte, il faut minimiser leur impact sur la fréquence des échantillonnages, et au contraire jouer sur le nombre de stations et sur des variables annexes.

3.2.3 Modes d'échantillonnage

Ces méthodes sont présentées dans un certain nombre d'ouvrages statistiques appliqués (cf. bibliographie). Il s'agit de :

L'échantillonnage aléatoire simple.

- l'estimation de la moyenne (Sanders et coll., 1983) : C'est à partir du calcul de la variance autour de la moyenne et d'un objectif en % d'atteinte d'un certain nombre de ces valeurs parmi celles collectées que l'on détermine par le calcul un nombre d'échantillons satisfaisant à ces conditions.
- la détection de tendances (Ward et coll., 1990) : Un autre moyen consiste à détecter par le calcul une tendance (au rythme prédéfini) dans une série de données.
- la détection de paliers (Sanders et coll., 1983) : Il s'agit ici de déterminer s'il y a une variation de la moyenne entre deux périodes d'échantillonnage. Des tests permettent alors d'obtenir le nombre d'échantillons minimum qui permet de détecter ces changements.

L'échantillonnage aléatoire stratifié

La méthode de Reckhow et Chapra (1983) permet de calculer le nombre total d'échantillons à prélever et le nombre correspondant dans chaque strate.

Ces méthodes sont à choisir au cas par cas.

4. L'analyse et le traitement des données

4.1 Mode de récolte des échantillons

La récolte de données de terrain consiste à établir une population de données en quantité suffisante pour leur bonne analyse et interprétation.

Quatre catégories de collecte de données viennent composer ces populations :

- l'échantillonnage individuel : il consiste en un prélèvement auquel sera affecté une valeur de mesure du ou des paramètres mesurés au temps t du prélèvement et à l'échelle spatiale à laquelle il se rattache.
- l'échantillonnage intégrateur : un ensemble d'échantillons est prélevé avec un même incrément de temps sur une durée courte. Par exemple : un échantillonnage simultané d'eau à différentes profondeurs (une bouteille par 50 cm sur 4 m de profondeur).
- l'échantillonnage composite : des d'échantillons sont collectés sur une durée donnée à espace de temps défini ou bien sont prélevés à espacements donnés, puis sont mélangés. Cette recombinaison a pour effet de réduire la variabilité inter-échantillons, en tamponnant les résultats par dilution ou concentration.
Ce type d'échantillonnage est souvent réalisé avec des appareils d'échantillonnage automatiques.
- l'échantillonnage continu : il ne peut être mené raisonnablement qu'à l'aide d'appareils échantillonneurs ou enregistreurs (figure 12). Ce système est rarement mis en place pour les suivis qui s'attachent le plus souvent à des variables et des causes de perturbations diffuses. Ces protocoles sont plutôt utilisés dans des campagnes de mesures courtes permettant d'accumuler des données de référence fonctionnelles. Ces dispositifs présentent en outre l'inconvénient de nécessiter une importante maintenance (salissures rapides, risques électrochimiques pour les sondes, risques de pannes électriques et mécaniques, etc.).



Figure 12 : Site d'échantillonnage équipé d'un débitmètre à fente jaugée, avec boîtier enregistreur. Un automate échantillonneur est assorti pour faire des mesures en continu. Il peut être réglé pour augmenter la fréquence des échantillons avec l'augmentation des débits. En effet, les pics de concentration de certains polluants peuvent être associés avec les pointes de débit.

L'emploi de telle ou telle catégorie d'échantillonnage relève des objectifs fixés pour le suivi, par exemple :

Source : National Water Quality Handbook, USDA – NRCS, 1996.

Objectif de suivi	Echantillon individuel	Echantillon intégrateur ou recomposé	Echantillonnage continu
Bruit de fond			
Tendance			
Transport et milieu récepteur			
Cause de problème			
Zone sensible			
Conformité			
Efficacité de préservation			
Efficacité de programme			
Sources polluantes			
Evaluation de modèle mathématique			
Recherche			

4.2 Comment prélever ?

Il ne s'agit pas ici de développer les méthodes de prélèvement qui sont très bien documentées (Cf. bibliographie Annexe 4). Il faut toutefois insister sur les particularités des milieux à faible profondeur. Cette caractéristique a des implications sur les modes de prélèvement :

- En ce qui concerne l'eau libre, il est fréquent d'observer dans des eaux stagnantes de forts gradients verticaux, notamment d'oxygène et de turbidité. Il faut alors prélever selon un mode qui privilégiera le mélange ou au contraire le respect des gradients. L'agitation causée par le matériel préleveur est alors à gérer avec précaution. En effet, tout mélange ou re-suspension de sédiment risque de compromettre l'échantillon.



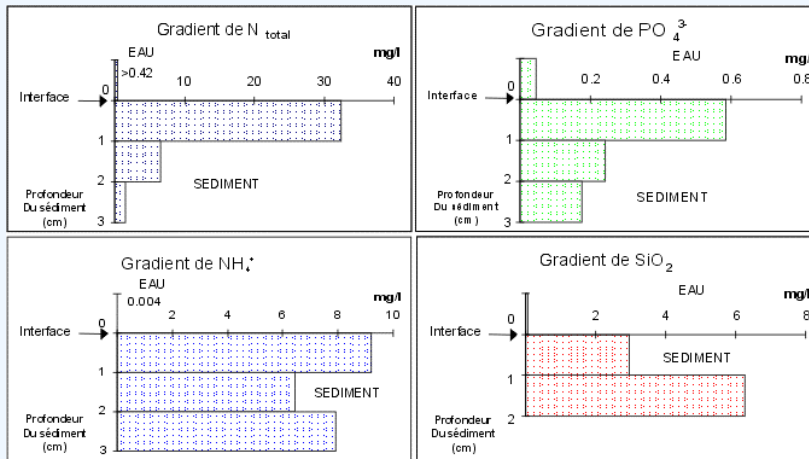
Figure 13 : les modes de prélèvement d'eau varient selon les conditions de milieu et les quantités nécessaires : prélèvement manuel avec bouteille en eaux calmes ; prélèvement de forts volumes avec pompe à main en milieu turbulent.

Dans les eaux circulantes, on est confronté aux fortes turbidités et à des écoulements quasi-turbulents. Il convient donc d'échantillonner des volumes suffisants afin d'intégrer les variations de concentrations entre veines et filets d'eau (figure 13).

Il est par exemple fréquent de prélever de l'eau dans des étiers où se mélangent des eaux de mer et des eaux dessalées. La recherche d'un pesticide dans ce cas devra s'appuyer sur la connaissance du mélange (stratification, veinages ?) grâce à un indicateur de salinité. Sachant que de nombreuses réactions d'adsorption s'effectuent sur des particules organiques et minérales à ce niveau, il sera peut-être intéressant de réaliser une mesure amont du pesticide dissous, une mesure aval sur eaux mélangées et une extraction sur les particules à l'aval.

- En ce qui concerne les sédiments, il apparaît qu'ils jouent un rôle essentiel dans la qualité de l'eau des zones humides, et notamment dans les milieux à faible profondeur. Dans les eaux naturelles, l'interface eau-sédiment est le siège d'intenses échanges et processus bio-géochimiques.

Les transformations des formes de l'azote dans les eaux de surface et dans les sédiments sont régies par des équilibres chimiques et biologiques localisés à proximité de l'interface, dans la zone dite "néphélométrique". Ils contiennent pour l'essentiel de l'azote sous forme ammoniacale qui diffuse régulièrement vers la colonne d'eau, où il est consommé s'il y a des végétaux aquatiques ou bien réduit en azote atmosphérique N_2 dans les milieux très confinés. Selon l'oxygénation du milieu, il peut être oxydé en nitrate, mais cela demeure souvent en faible proportion.



Graphique 1 : Exemples de gradients de concentrations rencontrés à l'interface eau-sédiment du fond de fossés et canaux peu profonds (<1m) en marais littoral. Le substrat est argileux. Source Anras (1997).

Le niveau trophique des eaux est donc pour beaucoup sous la dépendance des sédiments dont il convient tout particulièrement de surveiller l'état : oxydation, teneur en matière organique (C_{total}), en azote (N_{total} , $N_{dissous}$ interstitiels), en phosphore et en silice (pour les microalgues : diatomées).

Des indications sur les méthodes de prélèvement et les analyses correspondantes spécifiques aux zones de marais sont décrites en Annexe 4.

- En ce qui concerne les eaux du sol, il est important de mesurer la profondeur de la nappe (ou pseudo-nappe). De même, les oscillations de cette nappe vont induire de nombreux gradients chimiques verticaux et des variations temporelles dans les formes chimiques bio-disponibles ainsi que dans les formes lessivables ou drainables. Il convient de connaître la composition des sols pour formuler des hypothèses sur les échanges horizontaux d'eau et de solutés susceptibles de se produire. Selon l'usage des sols, il est donc important de se doter de dispositifs permettant la mesure de niveau de nappe (piézomètres), l'échantillonnage de sol (tarières, carottiers), et l'échantillonnage d'eau libre (tubes piézométriques) (figure 14).

Figure 14 : La mesure de la hauteur de la nappe de sub-surface peut être enregistrée par des piézomètres équipés de centrale d'acquisition automatique.



4.3 Réaliser des mesures soi-même

Les variables qui peuvent être mesurées ou analysées directement sur le terrain ou à l'abri (véhicule, cabane, paillasse d'un bâtiment technique) sont le plus souvent des variables physico-chimiques simples : température, pH, conductivité, potentiel rédox, O₂ dissous, transparence, couleur. Ce sont des variables non conservatrices qui nécessitent donc d'être mesurées *in situ*.

Depuis quelques années, des appareils portables (figure 15) ont rendu ces manipulations simples, rapides et extrêmement fiables. De plus, leur prix n'a cessé de chuter (annexe 4).



Figure 15 : des appareils portables peuvent faire la mesure combinée de paramètres tels que l'oxygène dissous, la température et la conductivité ou le potentiel d'oxydoréduction. Des kits permettent de réaliser des dosages soi-même sur des échantillons (nitrate, phosphate, etc.), selon des protocoles éprouvés. Il faut toutefois s'assurer qu'ils répondent aux critères de précision requis, par rapport à des analyses faites en laboratoire.

Dorénavant, ce sont aussi des variables traditionnellement analysées en laboratoire qui deviennent accessibles à travers ces nouveaux appareils compacts et résistants : mesures de cations et d'anions à l'aide de millivoltmètres dotés de sondes électrochimiques spécifiques (NO₃⁻, NH₄⁺, etc.), dosages physico-chimiques (anions, cations, pesticides...).

Il convient toutefois d'être prudent dans le cas des marais saumâtres à sub-saumâtres où les appareils électrochimiques connaissent des biais importants dus à la présence en fortes quantités d'ions chlorure, sulfate et sodium. Il faut donc s'assurer auprès des fournisseurs que la gamme d'utilisation de ces matériels est adaptée et s'informer de leurs limitations et de leurs contre-indications.

Dans tous les cas, les appareils doivent impérativement être calibrés de façon rigoureuse, en suivant les instructions des constructeurs ou en se rapprochant d'organismes disposant de matériels faisant l'objet d'intercalibrations à l'échelle nationale, tels que les laboratoires départementaux, les universités ou les instituts de recherche.



Quelles sont les variables mesurables sur le terrain et intéressantes en marais ?

Dans l'eau : l'oxygène dissous, la température, le pH, la conductivité, la transparence Secchi, les nutriments ioniques (avec des capteurs électrochimiques), la vitesse du courant (figure 16), les populations de poissons, la macro-faune, les pesticides (avec des techniques immunoenzymatiques).

Dans les sédiments : le potentiel rédox, la macro-faune enfouie.

Figure 16 : La mesure ponctuelle de vitesse de courant s'effectue à l'aide de capteurs emmanchés dotés d'une hélice ou électromagnétiques. La lecture se fait sur un barillet totalisateur (vitesse moyenne sur quelques secondes) ou sur un boîtier électronique répétant la vitesse instantanée, moyenne, maximum, minimum, etc. Ces derniers peuvent être reliés à des boîtiers enregistreurs pour des mesures en continu.

Aujourd'hui, il est également possible d'analyser soi-même les pesticides à un tarif attractif, de l'ordre de 5 à 10 euros unitaire (annexe 3 : technique immunoenzymatique). Il faut toutefois faire preuve d'une certaine rigueur et disposer de matériels annexes (pissettes, micro-pipettes calibrées), l'ensemble de l'équipement n'excédant pas 3 500 euros. Ces méthodes ont l'avantage d'être rapides, et il existe des études d'intercalibrations avec des procédures HPLC ou CG qui garantissent les résultats (cf. Annexe 3). Il faut savoir qu'elles sont critiquées pour leur non-spécificité (capacité à discriminer deux molécules ou plus de composition voisine), c'est à dire pour leur capacité à doser un

pesticide avec ses sous-produits. Sous un angle éco-toxicologique, cela devient un avantage lorsque l'on sait que les produits de dégradation d'un certain nombre de pesticides sont aussi toxiques que la molécule d'origine.

Parmi les techniques de base, diverses pratiques **d'échantillonnage d'eau** à la main doivent être maîtrisées. De même, il convient de savoir utiliser une tarière pour faire des **prélèvements de sols**.



Figure 17 : tarière en acier inoxydable utilisable sur sol ; benne pour les prélèvements en immersion employée depuis une embarcation

Enfin, il existe des techniques délicates qu'il convient encore de maîtriser autant que possible : **l'échantillonnage de sédiments**. Que cela soit par carottage ou par benne (figures 17 et 18), il s'agit du moyen incontournable d'accéder à l'information sur les sédiments.

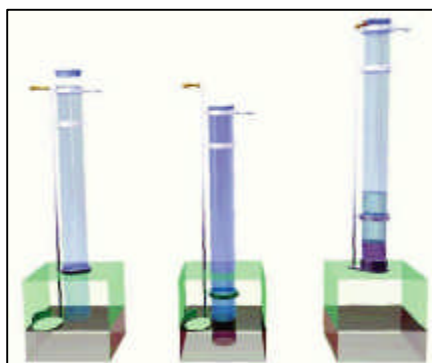


Figure 18 : Exemple de carottier utilisable pour prélever des échantillons de vase afin de réaliser des mesures de profils et des observations biologiques dans des eaux peu profondes (diamètre. 100 mm). Manœuvre en trois étapes : 1) enfouissement du carottier à travers la vase molle jusqu'au substrat dur 2) enfouissement et pivotement de la base pour l'occulter 3) retrait du carottier. Source Anras (1997). Des modèles de diamètre inférieur (< 50 mm) sont de conception plus simple puisqu'ils ne nécessitent pas de bouchon d'occlusion basale.

Le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP)⁷ ainsi que l'Atelier Technique des Espaces Naturels (ATEN)⁸ organisent des formations pour les prélèvements d'eau et de sédiments. L'Office International de l'Eau (OIE)⁹ organise également des sessions de formation.

4.4 Faire réaliser les analyses physico-chimiques

Pour un certain nombre d'autres analyses, il est nécessaire d'opérer un prélèvement, soit parce que la procédure d'analyse physico-chimique est lourde (figure 19), soit parce que des opérations sur les échantillons sont nécessaires (recombinaison, fractionnement).

Ces échantillonnages et analyses concernent des paramètres plus stables (pesticides, métaux) ou stabilisables (nutriments). Il est en effet indispensable de mettre en œuvre une stabilisation des échantillons une fois prélevés pour éviter toute évolution ultérieure qui biaiserait le résultat. Ces protocoles nécessitent des précautions particulières propres à chaque type de variable à analyser.

⁷ CSP : 136 Bd Malakoff – 75016 Paris. Tél : 01 45 02 20 20

⁸ ATEN : Place Viala - 34060 Montpellier Cedex 1 . Tél : 04 67 04 30 30

⁹ OIE : Contact Tél. : 05 55 11 47 00 - <http://www.oieau.fr/stages/catalogue/>

Les méthodes de prélèvement demeurent classiquement celles employées pour les eaux continentales (Cf. Bibliographie annexe 4). La particularité des milieux peu profonds et confinés, aux gradients variables, nécessitent d'opérer de manière particulière selon le type de variable.



Figure 19 : chaîne d'analyse HPLC (haute pression en phase liquide) de laboratoire pour le dosage de composés organiques (pesticides, PCB, etc.). Des protocoles très rigoureux (séparation-extraction, concentration) doivent être employés pour réaliser des dosages sur cet appareil, avec des seuils de détection très faibles.

Quelles sont les variables analysées en laboratoire intéressantes à mesurer dans les marais ?

Au niveau de l'eau : l'azote, le phosphore, la silice dissoute (nutriments du phytoplancton* et des macrophytes*), le carbone organique dissous (qui résulte du recyclage de la matière organique), les chlorophylles, les MES, les MVS, la turbidité, les pesticides, les métaux, les polluants organiques
Au niveau des sédiments : idem dans les eaux interstitielles + la teneur en eau (indique l'âge de dépôt, la vitesse de tassement), DBO et DCO, dénombrement et espèces bactériennes, macrobenthos*, méiobenthos*.

4.5 Comment assurer la qualité ?

Une procédure d'assurance qualité consiste en un répertoire des procédures à suivre. Elle inclut le contrôle de la qualité (actions conduites pour produire des données de qualités) et la procédure d'évaluation de la qualité.

Lors de la mise en place d'un programme de suivi et d'échantillonnage, il convient de s'assurer que la partie que vous allez assurer vous-même en matière de prélèvements et d'analyses soit au même niveau d'assurance qualité que la partie que vous allez confier à un ou plusieurs tiers (bureau d'étude, laboratoires indépendants, laboratoires agréés...).



Figure 20 : le suivi d'un protocole strict et la vérification de la conformité à chaque étape garantit la qualité des prélèvements.

Il faut donc soigneusement consigner la procédure et les étapes soumises au respect de cahiers des charges précis, et effectuer ou faire effectuer systématiquement le visa de ces étapes à chaque opération (figure 20).

L'évaluation de la qualité des données consiste à inventorier *a priori* ou au vu de l'expérience les sources de variabilité ou d'erreurs possibles, de les quantifier et de déterminer des seuils de rejet, et de les reporter dans une grille relative à chaque procédure (de terrain, analytique).

C'est ce processus qui garantira la fiabilité des travaux qui seront entrepris au sein du programme.

4.6 Comment gérer et traiter les données ?

Il est conseillé de saisir les données dans des tableaux ou, mieux, dans un tableur ou une base de données sur ordinateur. Différents logiciels tableurs (StarOffice Calc, Corel Quattro pro, Microsoft Excel, etc.)¹⁰ ou de gestion de bases de données (Sun *StarOffice Base*, Corel *Paradox*, Microsoft *Access*, etc.) permettent très simplement la réalisation des graphiques.

C'est en effet le meilleur moyen de visualiser des séries temporelles. Il devient alors aisé de détecter des tendances. Des outils d'analyse statistique basiques sont intégrés et permettent quelques traitements et analyses (corrélations, analyses multivariées, variances, régressions, etc.)¹¹.

Divers logiciels spécialisés dans le traitement mathématique et statistique sont également disponibles mais demeurent des outils luxueux pour ces besoins (TTC) : Systat (1 500 €), Statistica (1 800 €), Stata (1 500 €)¹², etc. Les coûts matériels et logiciels liés à ces traitements vont de 1 000 € à 2 000 € pour un ordinateur et imprimante et de 80 € (Sun Star Office) à 800 € (Microsoft Office) pour une suite bureautique.

Par ailleurs, dans certains cas, il peut être intéressant de représenter des données sur fond cartographique. Un simple logiciel de gestion d'image peut suffire à reporter des données ponctuelles ou des tracés colorés (Jasc *Paint Shop pro*, Corel *Draw*, Adobe *Illustrator*, etc.)¹³ en créant éventuellement des liens avec des données tabulaires, pour un coût modeste. Mais une application de cartographie numérique remplit mieux ces fonctions (*Mapinfo*, *Arcview*, etc.)¹⁴.



Figure 21 : le traitement et l'analyse des données nécessite souvent de faire appel à des spécialistes. Ceux-ci facilitent l'interprétation et aident à formuler les précautions d'usage, tout en apportant la caution au travail réalisé.

Un certain nombre de ces logiciels incluent des bases de données qui permettent d'associer une ou plusieurs informations à chaque objet de la carte (point linéaire de canal, de cours d'eau, etc.). Il est aussi possible de réaliser des géostatistiques moyennant l'achat de modules optionnels. Ces dernières solutions demeurent toutefois onéreuses et nécessitent des compétences élevées.

Dans tous les cas il est recommandé de s'adresser à un spécialiste pour l'interprétation des données (figure 21).

Dans le cas où les données analysées doivent être comparées à des grilles de valeurs du type SEQ, le traitement se résume à qualifier les données par rapport à un seuil légal (Cf chapitres 3.1.1.1 et 3.1.1.3. pour des considérations sur les seuils et les grilles de qualités en zones humides).

5. Evaluer des besoins en données complémentaires

5.1 Comment détecter si votre système de suivi a des lacunes ?

Quels peuvent être les signes indiquant un manque d'efficacité ?

Une non-évolution des paramètres résulte-t-elle d'un choix de paramètres non pertinent ou d'une réelle stabilité du système ? Pour le savoir, il faut s'intéresser aux autres paramètres mesurés conjointement qui peuvent renseigner sur la stabilité relative du système.

¹⁰ Adresse Internet des éditeurs : <http://www.sun.com/software/star/staroffice/> ; www.corel.fr ; www.microsoft.fr

¹¹ Dans Microsoft Excel, ces fonctions d'analyse doivent être activées. Pour cela, sélectionner le menu 'Outils/Macro complémentaires', puis cocher la case 'Utilitaire d'analyse' puis la touche OK. Désormais, le menu 'Outils' comprendra une option avec ces fonctionnalités. Il existe un module à 350 € chez l'éditeur <http://www.xlstat.com> proposant des fonctions statistiques plus poussées pour Excel.

¹² Adresses Internet des éditeurs : www.systat.com/ ; www.statsoftinc.com/french/welcome.html ; www.stata.com/

¹³ Adresses Internet des éditeurs : fr.jasc.com/ ; www.corel.fr/ ; www.adobe.fr/

¹⁴ Adresses Internet des éditeurs : w3.claritas.fr/ ; www.esrifrance.fr/

Par exemple, Giraud (1992) fait une étude statistique sur les concentrations de nitrates rencontrées dans un marais doux prairial. Il constate une concentration relativement faible et une relative stabilité de cet élément au cours du temps, tandis que les autres formes de l'azote (N_{total} et NH_4^+) varient de manière très ample. Ce marais connaissant des périodes d'eutrophisation, une conclusion pourrait être que le suivi sur le nitrate n'apporte pas d'information suffisante pour adapter la gestion pour une réduction des phénomènes d'eutrophisations.

- Une évolution apparemment aléatoire et/ou peu interprétable : une fréquence d'échantillonnage trop importante ou trop relâchée ou un paramètre hautement variable (variabilité jour-nuit supérieure à la variabilité saisonnière, par exemple) sont des erreurs fréquentes.

Par exemple, afin de suivre la capacité du milieu à accueillir une macro-faune* aquatique, des mesures d'oxygène dissous réalisées régulièrement à des heures variables dans un canal peu circulant pendant l'été montrent des variations très amples (jusqu'à 10 fois : de 1 à 10 mg/l). Il convient de réaliser un ensemble de mesures au petit matin très tôt (avant le redémarrage de la photosynthèse) et le soir tard (une fois qu'elle s'est arrêtée) pour voir le différentiel. Il faut ensuite caler toutes les mesures à la même heure : le petit matin puisque c'est l'heure la plus critique au niveau de la quantité résiduelle d'oxygène.

La fréquence doit être calculée par la méthode décrite au paragraphe 3.2.2.

Comment y remédier ?

Pour répondre à cette question, il convient de reprendre la procédure décrite au Chapitre 2 - Tableau 2 :

Il faut reconsidérer la manière dont a été posé le problème et donc la réponse construite en matière de suivi. Si le problème n'est pas là, il faut reprendre les jeux de paramètres selon les méthodes du chapitre 3.1.3 et 3.2. Il faut s'appuyer :

- soit sur des paramètres de substitution et les inscrire dans la nouvelle stratégie de suivi,
- soit sur des paramètres qui ne sont pas encore mesurés et les inscrire dans la nouvelle stratégie de suivi,
- soit sur une optimisation du plan du d'échantillonnage, en revoyant la fréquence et la disposition spatiale des point échantillonnés.

5.2 Comment transformer une surveillance ou une campagne en système de suivi ?

Le cas se présente souvent où une campagne de mesure ou un réseau de surveillance sert de base à la construction d'un système de suivi.

Il est en effet bénéfique de pouvoir disposer de données préliminaires, ainsi que nous l'avons vu.

Par exemple, la fédération départementale de pêche, ayant effectué une surveillance des populations d'anguilles depuis 15 ans en marais doux côtier, constate une forte baisse des effectifs d'adultes. Outre un problème parasitaire (*anguillicola crassus*), on soupçonne un problème d'accessibilité des juvéniles à partir de la mer en raison de la gestion des ouvrages hydrauliques à la mer et dans le marais. Des mesures de gestion sur les ouvrages ont été prises afin d'améliorer les entrées d'alevins et la circulation des poissons (maintien de l'ouverture quelques minutes à la renverse, réduction des débits refoulants avec des ouvertures plus longues, fréquence de manœuvres d'ouvertures accrue sur les ouvrages structurants). La question qui se pose alors est la suivante : ces mesures sont-elles efficaces ?

Le programme de suivi vise 1) à poursuivre le suivi du dénombrement des anguilles adultes, 2) à partir d'une hypothèse d'augmentation des populations, à dénombrer les animaux dans différentes cohortes (générations) et à vérifier la présence de ces cohortes et leurs proportions dans d'autres compartiments du marais plus éloignés des exutoires.



Pour s'assurer que l'existant est réutilisable dans le cadre d'un programme de suivi, il suffit de reprendre la procédure du chapitre 2 et d'en déduire la stratégie d'échantillonnage adaptée au problème posé (nature, nombre d'échantillons et sites échantillonnés).

Des discordances apparaissent très probablement ; il convient alors d'ajuster ces éléments (ajout, suppression de point) et éventuellement de redéployer des moyens humains selon le nouveau protocole. En aucun cas il ne faut faire d'économie sur la fréquence d'échantillonnage. Il convient plutôt de réaliser des ajustements sur le nombre de points ou de variables (figure 22).

Figure 22 : des mesures de productivité de plancton doivent parfois être mises en œuvre pour comprendre les fluctuations qu'indiquent les mesures de nutriments. Ces ajustements traduisent le besoins d'ajouter des paramètres pour compenser les difficultés à interpréter certaines autres mesures.

6. Glossaire

Benthos : ensemble des organismes vivant au fond de l'eau.

Descripteur : paramètre simple choisi en vue de suivre l'évolution d'un phénomène.

Dystrophe : désigne un état de richesse excessive en élément nutritifs d'un milieu aquatique.

Habitat : ensemble des caractéristiques morphologiques, physiques et chimiques d'un milieu nécessaires à la présence d'une ou plusieurs espèces.

Hydraulique : (n.c.) science de la physique de l'eau (hydrodynamique et hydrostatique). (adj.) relatif à la physique de l'eau ou à ses contenants.

Hydrologie : Science qui regroupe diverses disciplines physiques, chimiques, géomorphologiques, biologiques et écologiques relatives à l'eau.

Hydromorphe (sol~) : sol dont les caractéristiques d'imbibition de structure et de texture sont conditionnées par la présence quasi-permanente d'eau (saturation).

Indicateur : paramètre simple ou ensemble de paramètres conçus pour suivre l'évolution d'un phénomène, afin de pouvoir rétroagir sur celui-ci.

Limnimètre : appareil destiné à mesurer le niveau de la surface d'un plan d'eau (étang, lac, nappe).

Macrobenthos : ensemble des organismes de taille macroscopique (visibles à l'œil nu) vivant au fond de l'eau.

Macro-faune : faune de taille macroscopique (visible à l'œil nu).

Macrophytes : catégorie de végétaux de taille macroscopique (visible à l'œil nu).

Meïobenthos : catégorie d'organismes qui vivent dans les espaces interstitiels du substrat du fond.

Niveau piézométrique : altitude du niveau de l'eau rencontrée sous la surface du sol dans un puits ou un sondage atteignant l'aquifère le plus proche de la surface.

Niche écologique : ensemble d'habitats conditionnant la présence d'une espèce ou d'un peuplement (ensemble d'espèces associées).

Phytoplancton : fraction des végétaux microscopiques unicellulaires vivant en suspension dans l'eau.

Pseudo-nappe : eau d'imbibition des sols à saturation, qui oscille de quelques centimètres à plusieurs décimètres selon la saison dans les sols hydromorphes.

7. Bibliographie

American Public Health Association, American Society of Civil Engineers, American Works Association, and Water Pollution Control Federation (1969). *Glossary of water and wastewater control engineering* – 3rd edition. 352 p.

Carlson R.E. (1977). *A trophic state index for lakes*. Limnol. Ocean. 22 : 361-369.

Coste M., Prygiel J. (1998). *Mise au point de l'Indice Biologique Diatomée, un indice diatomique pratique applicable au réseau hydrographique français*. L'eau, l'industries, les nuisances. 211 :40-45

Dagnelie P. (1998). *Statistique théorique et appliquée. Tome 1. Statistique descriptive et bases de l'inférence statistique*. Paris et Bruxelles, De Boeck et Larcier, 508 p.

Dagnelie P. (1998). *Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions*. Paris et Bruxelles, De Boeck et Larcier, 659 p.

BROCKMANN U. H., KRAMER K. J. M., WARWICK R. M.

Finlayson C.M. (1994). *Monitoring ecological changes in wetlands*. Dans : G. Aubrecht, G. Dick and R.C. Prentice (Eds). *Monitoring Ecological Changes in Wetlands of Middle Europe*. Stapfia 31, Linz, Austria and IWRB Special Publication30, Slimbridge, UK. 163-180.

Gros P. (1988). *Bases statistiques de la stratégie de surveillance du milieu marin. Détection de l'impact induit par l'aménagement du littoral*. Rapport IFREMER, n°12. 1988, Brest. 150 p.

Haury J., Peltre M.C., Muller S., Tremolières M., Barbe J., Dutartre A., Guerlesquin M. (1996). *Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions*. Colloque international "Marqueurs biologiques de pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon. *Ecologie*. 27, 4: 233-244.

Hayne D. W. (1977). *Probability sampling of small streams : problems and results*. In Watershed research in Eastern North America, A workshop to compare results, vol II, Rep NSF/RA 770255. Smithsonian Inst. 809-830.

Klemm D.J., Lewis P.A., Fulk F., Lazorchak J.M. (1990). *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/4-90/030. 256p.
http://www.epa.gov/bioindicators/html/benthos_methods.html

United state department of Agriculture – Natural resources Conservation Service (1996). *National handbook of water quality Monitoring*. 450 Vi – NHWQM, Déc.1996. 229 p.

Sanders T.G., Ward R.C., Loftis J.C., Steele T.D., Adrian D.D., Yevjevich V. (1983). *Design of networks for monitoring water quality*. Water Resour. Pub., Littleton, CO. 336 p.

Ward R.C., Loftis J.C., McBride G.B. (1990). *Design of water quality monitoring systems*. Van Nostrand Reinhold, NY. 1-13.

8. Annexes

ANNEXE 1

RAMSAR Resolution VI.1: Working definitions of ecological character, guidelines for describing and maintaining the ecological character of listed sites, and guidelines for operation of the Montreux Record.

6th Meeting of the Conference of the Contracting Parties, Brisbane, Australia. 19-27 March 1996

Framework for designing a wetland monitoring program

The framework set out in this table is not a prescriptive recipe for any particular monitoring programme. It simply provides a series of steps, in a logical sequence, that can be used by wetland managers and planners, working in partnership with local users and managers, to design a monitoring programme based on their particular circumstances and needs. The arrows illustrate the feedback that enables assessment of the effectiveness of the monitoring programme in achieving its objective(s). This framework is based on a text entitled A Framework for Designing a Monitoring Programme (Finlayson 1995) prepared for the MedWet Methodological Guide for Monitoring Programmes in Mediterranean Wetlands.

- Problems/issues - State clearly and unambiguously - State the known extent and most likely cause - Identify the baseline or reference situation
- Objective - Provides the basis for collecting the information - Must be attainable and achievable within a reasonable time period
- Hypothesis - Assumption against which the objectives are tested - Underpins the objective and can be tested
- Methods & variables - Specific for the problem and provide the information to test the hypothesis - Able to detect the presence, and assess the significance, of any change - Identify or clarify the cause of the change
- Feasibility / cost - Determine whether or not monitoring can be done regularly effectiveness and continually - Assess factors that influence the sampling programme: availability of trained personnel; access to sampling sites; availability and reliability of specialist equipment; means of analyzing and interpreting the data; usefulness of the data and information; means of reporting in a timely manner - Determine if the costs of data acquisition and analysis are within the existing budget
- Pilot study - Time to test and fine-tune the method and specialist equipment - Assess the training needs for staff involved - Confirm the means of analyzing and interpreting the data
- Sampling - Staff should be trained in all sampling methods - All samples should be documented: date and location; names of staff; sampling methods; equipment used; means of storage or transport; all changes to the methods - Samples should be processed within a timely period and all data documented: date and location; names of staff; processing methods; equipment used; and all changes to the protocols - Sampling and data analysis should be done by rigorous and tested methods
- Analyses - The analyses should be documented: date and location (or boundaries of sampling area), names of analytical staff; methods used; equipment used; data storage methods
- Reporting - Interpret and report all results in a timely and cost effective manner. The report should be concise and indicate whether or not the hypothesis has been supported. The report should contain recommendations for management action, including further monitoring

Table des valeurs de Z.

Probability of a random value of $Z = (X - \mu)/s$ being greater than the values tabulated in the margins										
Z	.00	.01	.02	.03	.04	.05	.06	.07	.08	.09
.0	.5000	.4960	.4920	.4880	.4840	.4801	.4761	.4721	.4681	.4641
.1	.4602	.4562	.4522	.4483	.4443	.4404	.4364	.4325	.4286	.4247
.2	.4207	.4168	.4129	.4090	.4052	.4013	.3974	.3936	.3897	.3859
.3	.3821	.3783	.3745	.3707	.3669	.3632	.3594	.3557	.3520	.3483
.4	.3446	.3409	.3372	.3336	.3300	.3264	.3228	.3192	.3156	.3121
.5	.3085	.3050	.3015	.2981	.2946	.2912	.2877	.2843	.2810	.2776
.6	.2743	.2709	.2676	.2643	.2611	.2578	.2546	.2514	.2483	.2451
.7	.2420	.2389	.2358	.2327	.2296	.2266	.2236	.2206	.2177	.2148
.8	.2119	.2090	.2061	.2033	.2005	.1977	.1949	.1922	.1894	.1867
.9	.1841	.1814	.1788	.1762	.1736	.1711	.1685	.1660	.1635	.1611
1.0	.1587	.1562	.1539	.1515	.1492	.1469	.1446	.1423	.1401	.1379
1.1	.1357	.1335	.1314	.1292	.1271	.1251	.1230	.1210	.1190	.1170
1.2	.1151	.1131	.1112	.1093	.1075	.1056	.1038	.1020	.1003	.0985
1.3	.0968	.0951	.0934	.0918	.0901	.0885	.0869	.0853	.0838	.0823
1.4	.0808	.0793	.0778	.0764	.0749	.0735	.0721	.0708	.0694	.0681
1.5	.0668	.0655	.0643	.0630	.0618	.0606	.0594	.0582	.0571	.0559
1.6	.0548	.0537	.0526	.0516	.0505	.0495	.0485	.0475	.0465	.0455
1.7	.0446	.0436	.0427	.0418	.0409	.0401	.0392	.0384	.0375	.0367
1.8	.0359	.0351	.0344	.0336	.0329	.0322	.0314	.0307	.0301	.0294
1.9	.0287	.0281	.0274	.0268	.0262	.0256	.0250	.0244	.0239	.0233
2.0	.0228	.0222	.0217	.0212	.0207	.0202	.0197	.0192	.0188	.0183
2.1	.0179	.0174	.0170	.0166	.0162	.0158	.0154	.0150	.0146	.0143
2.2	.0139	.0136	.0132	.0129	.0125	.0122	.0119	.0116	.0113	.0110
2.3	.0107	.0104	.0102	.0099	.0096	.0094	.0091	.0089	.0087	.0084
2.4	.0082	.0080	.0078	.0075	.0073	.0071	.0069	.0068	.0066	.0064
2.5	.0062	.0060	.0059	.0057	.0055	.0054	.0052	.0051	.0049	.0048
2.6	.0047	.0045	.0044	.0043	.0041	.0040	.0039	.0038	.0037	.0036
2.7	.0035	.0034	.0033	.0032	.0031	.0030	.0029	.0028	.0027	.0026
2.8	.0026	.0025	.0024	.0023	.0023	.0022	.0021	.0021	.0020	.0019
2.9	.0019	.0018	.0018	.0017	.0016	.0016	.0015	.0015	.0014	.0014
3.0	.0013	.0013	.0013	.0012	.0012	.0011	.0011	.0011	.0010	.0010
3.1	.0010	.0009	.0009	.0009	.0008	.0008	.0008	.0008	.0007	.0007
3.2	.0007	.0007	.0006	.0006	.0006	.0006	.0006	.0006	.0005	.0005
3.3	.0005	.0005	.0005	.0004	.0004	.0004	.0004	.0004	.0004	.0003
3.4	.0003	.0003	.0003	.0003	.0003	.0003	.0003	.0003	.0003	.0002
3.6	.0002	.0002	.0001	.0001	.0001	.0001	.0001	.0001	.0001	.0001
3.9	.0000									

1/ Steel, R.G.D., and J.H. Torrie. 1960. Principles and procedures of statistics. McGraw-Hill, Inc., New York, NY. (Reproduced with permission of the McGraw-Hill Companies.)

Méthodes d'analyses de l'eau en marais côtier sub-saumâtres et salés

ECHANTILLONNAGE

Les précautions minimales à prendre sont identiques à celles édictées dans les manuels d'échantillonnage pour les eaux douces. **Les particularités tiennent au fait de la forte turbidité et de la faible profondeur de l'eau malgré de forts gradients physico-chimiques verticaux.**

Il faut essentiellement garder à l'esprit ces caractéristiques de l'eau et du milieu :

Exemples :

- Un échantillonnage pour les MES doit déterminer si le milieu est circulant ou non. Un prélèvement en surface ne donnera pas le même résultat qu'au fond. Sur une eau circulante, ou immobile mais circulant de manière séquentielle, il conviendra de prélever dans le tiers inférieur (faible profondeur, par ex. 50 cm), ou en mixant trois prélèvements à des profondeurs différentes (profondeur plus importante de 1 à 3 m). Sur des eaux ayant stagné longtemps, il conviendra de s'assurer de l'homogénéité de la colonne d'eau avant de choisir un mode de prélèvement simple dans le premier tiers supérieur ou selon les deux autres méthodes ci-dessus.

Une mesure d'oxygène répondra aux mêmes contraintes, mais en raison d'un gradient de concentration décroissant de la surface vers le fond

Une mesure de conductivité dans des zones de mélange d'eau ou après un orage devra également tenir compte de la présence éventuelle d'une stratification.

Etc.

Il faut insister sur la nécessité de stocker les échantillons dans des conditions adéquates et de les traiter le plus rapidement possible afin d'éviter les dérives analytiques.

Remarques sur le conditionnement et les temps de stockage :

Les analyses des échantillons sont menées dans un laps de temps le plus court possible. Les disponibilités du matériel d'analyse ont conditionné les pas de temps variables de stockage au congélateur (1 semaine à 1 mois pour les expériences de flux à l'interface eau sédiment). Les échantillons collectés sur des chroniques longues connaissent un stockage prolongés à -20°C (de 2 à 4 mois) de façon à subir un traitement par lot.

Aucun stabilisateur classique n'est employé ici (chlorure d'ammonium ou chlorure mercurique : GRASSHOFF et coll., 1983) en raison des conséquences qu'il peuvent avoir sur l'analyse de l'ammonium et la conductivité d'une part, et de l'interdiction d'utiliser des métaux en chromatographie ionique d'autre part.

Les échantillons pour l'analyse des pesticides sont stockés à 2°C en volume important (1l), en flacons de verre et à l'obscurité. Les analyses sont menées dans un laps de temps de 1 à 4 mois. Ces produits présentent une plus grande stabilité dans le temps que les sels. Ils sont faiblement hydrolysables et la biodégradation est considérablement ralentie par le froid.

ANALYSES DES ELEMENTS MINERAUX

La limite arbitraire entre les matières dissoutes et les matières particulières est fixée à 0,45 µm. Tous les échantillons sont filtrés sur une membrane de cette porosité, avant stockage.

Le mode de stockage par congélation n'est pas sans interférer sur le résultat d'analyse des éléments minéraux azotés et phosphorés. En effet, il se produit certaines précipitations qui entraînent avec elles une fraction variable des éléments dissous. Les phosphates et, dans une moindre mesure, l'ammonium sont principalement affectés.

Au cours de ces travaux, tous les échantillons sont traités de la même façon pour le conditionnement et le stockage.

1. Les analyses spectrophotométriques "légères ou de terrain"

Ces mesures sont réalisables sur spectrophotomètre (ex :HACH DR/2000™.)

En marais littoral, le nutriment azoté principalement utilisé par la microflore aquatique est l'ammonium, le nitrate n'étant présent qu'à titre transitoire ou en raison d'apports externes. Dans les sédiments argileux et à forte teneur organique, les orthophosphates sont facilement biodisponibles en raison du caractère réduit des sédiments. Ces deux paramètres doivent obligatoirement être mesurés, sans oublier le nitrate.

L'azote ammoniacal.

Cet élément est dosé par la méthode de KOROLEFF (1969). *Celle-ci est la méthode standard de l'IFREMER pour les eaux marines. Elle présente une bonne sensibilité pour les faibles concentrations (limite à $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$), et est adaptée aux fortes salures (Na^+ , Cl^- et SO_4^{3-}) source de nombreuses interférences par ailleurs.*

Cette méthode dose la totalité de l'azote ammoniacal (N-NH_3 et N-NH_4^+).

En milieu alcalin, l'ammonium dissous réagit sur l'hypochlorite pour former un monochloramine. Ce composé, en présence de phénol et d'un excès d'hypochlorite, donne lieu à la formation de bleu d'indophénol. La réaction est catalysée par l'addition d'ions nitroprussiate et laissée à développer 24 heures à température ambiante, à l'obscurité. La lecture est effectuée à 630 nm.

La limite de détection est de l'ordre de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

Les orthophosphates

Ils sont dosés par la méthode à l'acide ascorbique, selon le protocole PHOSVER 3® de HACH™. *En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, donne une coloration bleue susceptible de dosage colorimétrique. La lecture est effectuée à 890 nm.*

La limite de détection est de l'ordre de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$ de P.

2. Les mesures en laboratoires

Les dosages d'anions NO_3^- et PO_4^{3-} et NH_4^+ sont effectués par chromatographie ionique (laboratoires départementaux, Ifremer, Inra).

Exemple avec un analyseur DX100 DIONEX™, doté d'une colonne anionique AS4A-SC DIONEX™.

Les principaux anions qui sont déterminés simultanément sont les fluorures, les chlorures, les bromures, les nitrites, les nitrates, les phosphates et les sulfates.

Cette technique réalise la séparation des constituants ioniques d'un mélange, par partage entre une phase mobile (liquide) et une phase stationnaire (solide) qui opère un effet retardateur.

Les anions sont séparés par l'effet de rétention des résines. Une cellule conductimétrique de précision permet de déterminer leur concentration, après suppression de la conductivité résiduelle de l'éluant.

Les seuils de détection avec ce matériel atteignent $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour N-NO_3^- et $5 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le P-PO_4^{3-} .

Le seuil de détection est moins bas ici qu'avec des eaux douces ou de boisson en raison de l'effet de matrice important et de la teneur élevée en chlorure des eaux de marais saumâtres.

3. Les analyses spectrophotométriques en flux continu, telles que mises au point dans les laboratoires Ifremer sont particulièrement adaptées à la présence de sels (sodium, chlorure et sulfate).

Elles sont réalisées sur autoanalyseur SKALAR™. Cet appareil permet le dosage simultané du nitrate, du nitrite, de l'ammonium, de l'urée, de l'azote total, des orthophosphates, du phosphore total et du silicium.

L'échantillon est injecté dans un flux liquide segmenté par des bulles d'air. Le circuit est distribué en autant de chaînes que de méthodes. Les réactifs sont ajoutés automatiquement sur chaque chaîne où les réactions s'effectuent (mélange, dilution, minéralisation, réduction...). Les complexes colorés formés sont détectés en bout de chaîne par différents colorimètres. L'information est intégrée et stockée sur ordinateur.

Le silicium est dosé par la méthode de MULLIN et RILEY (1955) modifiée STRICKLAND et PARSONS (1972). *La formation d'un complexe silicomolybdique donne après réduction une coloration bleue intense qui absorbe à 810 nm. Le seuil de détection atteint $0,1 \mu\text{mol.l}^{-1}$.*

Les nitrites sont dosés selon la méthode de BENSCHNEIDER et ROBINSON (1952). *Les ions nitrite forment avec le sulfanilamide, en milieu acide, un composé diazoïque qui réagit avec le N-naphthyl-éthylènediamine, pour former un colorant rose qui absorbe à 543 nm. La limite de détection atteint $0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$.*

Le **nitrate** est dosé par réduction quantitative en ion nitrite, *par passage sur une colonne de cadmium traitée au cuivre. Les nitrites obtenus sont dosés comme la méthode précédemment décrite.*

L'ammonium est dosé selon la méthode de KOROLEFF (1969).

L'urée est dosée en milieu acide et en présence d'un oxydant faible, en se condensant avec le diacétyl monoxyme. *Le produit réagit avec la semicarbazide et les ions manganèse pour donner un complexe coloré absorbant à 520 nm. La limite de détection est de l'ordre de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$.*

Le phosphore minéral (orthophosphates) est dosé selon la méthode de MURPHY et RILEY (1962). *Les ions phosphate réagissent avec le molybdate d'ammonium en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique. Cette forme réduite de coloration bleue, a un maximum d'absorption à 885 nm. La limite de détection est de l'ordre de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$.*

Le phosphore total et l'azote total sont dosés selon la méthode de LOWRY et MANCY (1978). *Après addition d'un oxydant, l'échantillon passe sous lampe U.V. (6.9 W.cm^2 , à 254 nm) pendant 8 minutes, puis une seconde fois 8 minutes sous lampe U.V. Après l'irradiation, les matières organiques azotées et l'ammonium sont oxydés en nitrite et nitrate, et les matières organiques phosphorées sont transformées en phosphore minéral. L'échantillon emprunte alors les chaînes analytiques des nitrites et du phosphore minéral.*

Les informations qu'apportent les analyses de silice et de l'urée prennent un intérêt particulier dans ce milieu. En effet, la silice est constitutive du squelette des diatomées qui sont, avec les phytoflagellés, les micro-algues majoritaires du milieu aquatique en marais.

L'urée est un déchet du métabolisme des organismes supérieurs. Elle peut ainsi révéler une contamination par des rejets urbains ou par l'élevage, mais elle est aussi présente naturellement dans les eaux de marais.

LES ANALYSES DE PESTICIDES

MESURES EN LABORATOIRE

Cas des triazines

1. Les analyses CG-CLHP (Laboratoire départementaux, CRITT, Universités).

En raison de l'effet de matrice important des eaux de marais qui occasionne un bruit de fond important en C.H.L.P., la chromatographie en phase gazeuse (CG) est retenue pour le dosage d'atrazine et de ses produits dérivés. La C.G. dispose en outre d'une plus grande sensibilité aux concentrations rencontrées dans les marais cultivés ($1-20 \mu\text{g.l}^{-1}$).

MESURES DE TERRAIN – EN LABORATOIRE

2. Les analyses immunoenzymatiques (laboratoire de terrain).

Ces analyses sont réalisées à l'aide de la méthode Rapid Assays® de OHMICRON™ (OHMICRON Environmental Diagnostic, Newtown, Pennsylvania 18940, USA). Par exemple le test utilisé pour le dosage de l'atrazine présente une gamme de sensibilité de 0.03 à 1 µg.l⁻¹ et de 0,1 à 5 µg.l⁻¹.

Cette technique applique le principe ELISA (Enzyme Linked Immunosorbant Assay) pour la détermination d'un pesticide et de produits voisins :

MESURES PHYSICO-CHIMIQUES.

MESURES DE TERRAIN

La conductivité.

Ce paramètre conservatif présente un intérêt pour déterminer des échanges entre masses d'eau, des dilutions ou des concentrations liées à des confinements, etc.

(Exemple : conductimètre de terrain WTW LF91, et au laboratoire avec un conductimètre CONSORT).

Le pH.

Le pH est mesuré sur le terrain à l'aide d'un appareil WTW+sonde CORNING, et au laboratoire avec un appareil PROLABO.

Le potentiel rédox (rH).

Le niveau de réduction des sédiments ou de l'eau renseigne sur le confinement du milieu ; il est corrélé au relargage du phosphore dans la colonne d'eau, etc.

La mesure directe (pH-mVmètre WTW+sonde CORNING) donne le EH, par la différence de potentiel entre l'électrode de platine et l'électrode de verre.

$$\text{A } 18^{\circ}\text{C on a : } rH = \frac{EH + 0,58 pH}{0,029}$$

L'oxygène dissous.

L'oxygène dissous est mesuré par voie électrochimique. (exemple : oxymètre de terrain YSI, doté d'une sonde à agitateur YSI).

La température de l'eau.

Les mesures ponctuelles sont réalisées à l'aide d'un thermomètre à mercure de laboratoire. Elles peuvent être prises à l'aide des capteurs intégrés aux appareils portables de terrain pour la mesure du PH, de la conductivité, de l'oxygène dissous, etc., préalablement calibrés.

MESURES EN LABORATOIRE

La turbidité

Elle rend compte de la capacité de la lumière à pénétrer la colonne d'eau. Il peut être intéressant de la corréler avec la mesure de MES (mesure du seston) (corrélations toutefois hautement discutables). La mesure s'effectue par disque de Secchi (valeur numérique de profondeur) ou par méthode néphélométrique (échelle de valeur NTU), les deux n'étant pas forcément corrélables. Dans ce dernier cas, la mesure doit être réalisée sur le terrain avec du matériel portable ou rapidement après l'échantillonnage en laboratoire, pour éviter que les décantations, lyse cellulaires et les précipitations liées au stockage et au transport n'introduisent un biais à la mesure.

Les matières en suspension (MES).

Les matières en suspension correspondent au seston (particules et matériel organique vivants et morts, particules minérales). Les marais littoraux recèlent naturellement de fortes quantités de MES.

La mesure est réalisée par filtration de l'eau à 0.45µ.

La teneur de l'eau en MES (mg.l⁻¹) est donnée par l'expression : $MES = \left(\frac{M1 - M2}{V} \right) \times 1000$

Avec **M1** : masse du filtre, en mg; **M2** : masse du filtre après utilisation, en mg; **V** : volume filtré

Les matières volatiles en suspension (MVS)

Il s'agit d'une partie importante du matériel organique et une fraction du minéral présent dans les MES, et qui rend compte du ratio organique/minéral. Ce ratio fluctue de manière saisonnière *in situ* et en fonction de flux amont (contaminations, ...), etc.

La mesure est réalisée par pesée différentielle à partir des filtres de MES calcinées (passage 4h à 500 °C, au four à mouffles).

La teneur en eau des sédiments.

La teneur en eau du sédiment rend compte du tassement de la vase, et peut être éventuellement corrélée à l'âge du dépôt (s'il n'y a pas trop de bioturbation).

Elle est estimée par pesée différentielle d'une vase humide et étuvée. L'échantillon de vase est pesé humide (P1), et après étuvage à 55°C pendant une semaine (P2). La teneur en eau W (%) est exprimée en pourcentage du poids sec:

$$W = \left(\frac{P1 - P2}{P2} \right) \times 100$$

Bibliographie prélèvements - analyses :

Brockman U. H., Kramer K. J. M., Warwick R. M. (1994). *Tidal estuaries manual of sampling and analytical procedures*. Ed. : A.A. BALKEMA, ROTTERDAM. 304 p

Le Pimpec P. (2002). *Guide pratique de l'Agent préleveur chargé de la police des eaux*. Cemagref édition. 159 p.

Rodier J. (1978). *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Durod technique, Paris. 1135 p.

Coût des matériels et des analyses

Dosages de pesticides

Attention : les coûts sont purement indicatifs. Il convient de se référer à un catalogue de matériel et à un distributeur pour bâtir un budget précis.

Les coûts analytiques sont de l'ordre de 100 € à 150 € pour une analyse d'atrazine + simazine+ DEA + DIA en CG-CLHP, et de 10 € en technique immunoenzymatique pour une analyse de triazines totales.

Coûts de matériels :

Une chaîne HPLC : 50 k€

Une chaîne chromatographique en phase gazeuse (CG) 100 k€

Un kit Ohmicron : 3 k€

Dosages électrochimiques

PHmètre : stylot 45 €, appareil portable 450 €

(Idem pour appareil à mesures simples de température ou de conductivité)

Appareil portable avec sonde combinée pH+T°C+Conductivité : 1000 €

Oxymètre portable (avec T°C) : 1000 €

Enregistreur et sonde multi-paramètres de terrain (T°C, O₂, pH, Conductivité, Redox, turbidité) : 8000 €

Mesure physique

Thermomètre à alcool : 20 à 80 €

Photomètre pour mesures de réactions colorées : 1000 à 2000 €

Turbidimètre : 1500 €

Métrologie - échantillonnage

Courantomètre : moulinet+hélice 500 à 1000 €; appareil électronique avec capteur hélice 2300 €, avec capteur électromagnétique pour les vitesses très lentes 3800 €

Débitmètre à fente jaugée : 500 à 1000 €

Limnimètre : à flotteur (lecture directe) 50 à 150 €; à enregistreur 1000 € à 1500 €

Mire limnimétrique : 30 € à 150 €

Dosages physico-chimiques

Mallette HACH : 3000 €

Ajouter ensuite les kits correspondant à chaque type d'analyse et les consommables : de 1 à 20 € par paramètre mesuré.

Nutriments : de 1 € (mallette de terrain avec photomètre) à 2 € (sur auto-analyseur de laboratoire)

Métaux : de 2 € (fer, cuivre) à 20 € (mercure, autres éléments traces) sur analyseurs de laboratoire.

Distributeurs de matériels scientifiques d'analyse et de terrain :

FISHER BIOBLOCK SCIENTIFIC

Bd Sébastien Brant - BP 50111 - 67403 Illkirch Cedex - France

Tél. +33 (0)3 88 67 14 14 - Fax +33 (0)3 88 67 11 68

<http://www.bioblock.com>

POLYLABO PAUL BLOCK

10 rue de la Durance - B.P. 36 - 67023 Strasbourg Cedex 1

Tél :03.88.65.80.20 - Fax :03.88.39.74.41

Fabricants et Distributeurs de matériel et de produits chimiques :

COFRALAB (produits PROLABO)

27 boulevard des Minimes - 31087 Toulouse

Tél :05.61.13.53.33 Fax :05.61.21.30.24

MERCK – PROLABO

"Le Périgares" - Bâtiment B

201, rue Carnot - F-94126 Fontenay-sous-Bois cedex

Tél: 01 45 14 85 00

<http://pb.merck.de/>

PROCHILAB

24-26 rue Ducau - 33000 Bordeaux

Tél. :05.56.48.36.13 Fax. :05.56.48.36.10

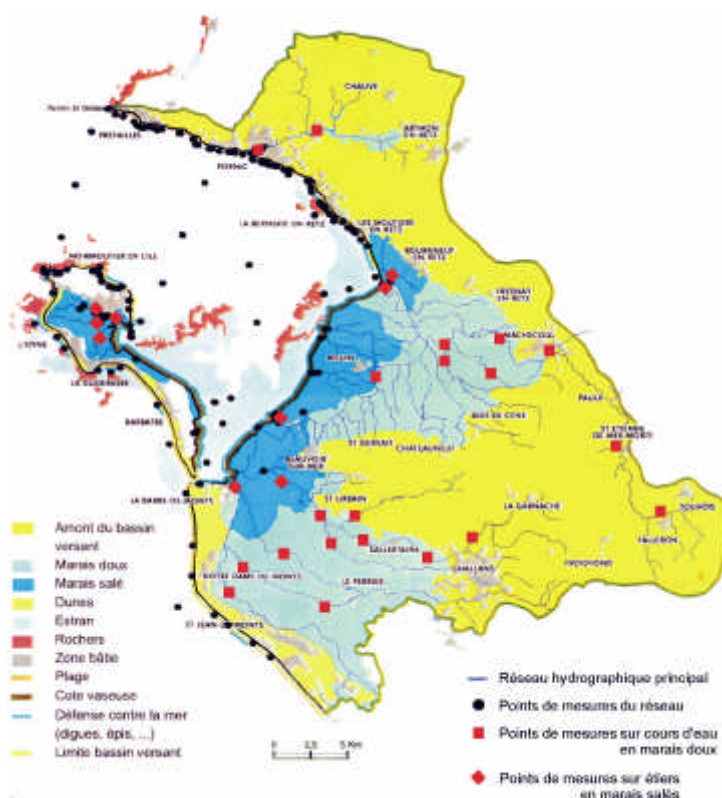
Exemple de réseau de mesures :

5.1 L'observatoire de la Baie de Bourgneuf : un système combinant surveillance, suivi et dispositifs d'alerte à grande échelle.

Contexte

L'observatoire de la Baie de Bourgneuf a été mis en place à partir de la fin de l'année 1995 dans le cadre du programme européen Norspa/Life ("Action Spéciale pour la Protection de la Mer du Nord") pour lequel l'Association du Bassin Versant de la Baie de Bourgneuf a été sélectionnée suite à un appel d'offre de l'Union Européenne. Il a ensuite été prolongé en 1997 et 1998 sur financement de l'Etat, de la Région Pays de la Loire, des Départements, des Communes et de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne

Actuellement, il est intégré à la démarche du Schéma d'Aménagement et de gestion des eaux de la baie de Bourgneuf, en cours de mise en œuvre.



Objectifs

L'observatoire est un outil d'accompagnement et de pilotage dans la mise en œuvre des actions concourant au maintien et à la restauration de la qualité des eaux et des zones humides. Il permet de :

- connaître l'état de la ressource en eau sur le bassin versant ;
- améliorer la connaissance sur les sources et sur le fonctionnement des pollutions sur le bassin versant ;
- mettre en œuvre une gestion pour optimiser les investissements réalisés par les communes en matière d'assainissement et d'entretien des réseaux hydrauliques ;
- collecter et homogénéiser les données obtenues en provenance de différents services administratifs, en renforçant la cohérence des réseaux de mesure existants ;
- diffuser les résultats sur la qualité des eaux du bassin versant.

Conception

L'observatoire répond à une volonté de gestion globale prenant en compte :

- l'ensemble du bassin versant
- les différents types de milieux (eau douce, eau saumâtre, eaux littorales, eaux marines)
- les différents types d'usages et fonctions des eaux de surface

Méthode

L'observatoire repose sur une coordination et le renforcement des réseaux de mesures existants. Il densifie les mesures existantes en ajoutant des points de mesure et des paramètres (pesticides, métaux lourds). Il augmente la fréquence des prélèvements sur certains points de mesure.

Stratégie de mesures

Il s'agit d'équiper de débitmètres des cours d'eau et des émissaires afin de quantifier des flux qui s'acheminent du bassin versant à la mer. Ce système permet une surveillance continue et permet de détecter des événements particuliers (fonction d'alerte) : niveaux d'eau, apports massifs d'eau douce à la côte.

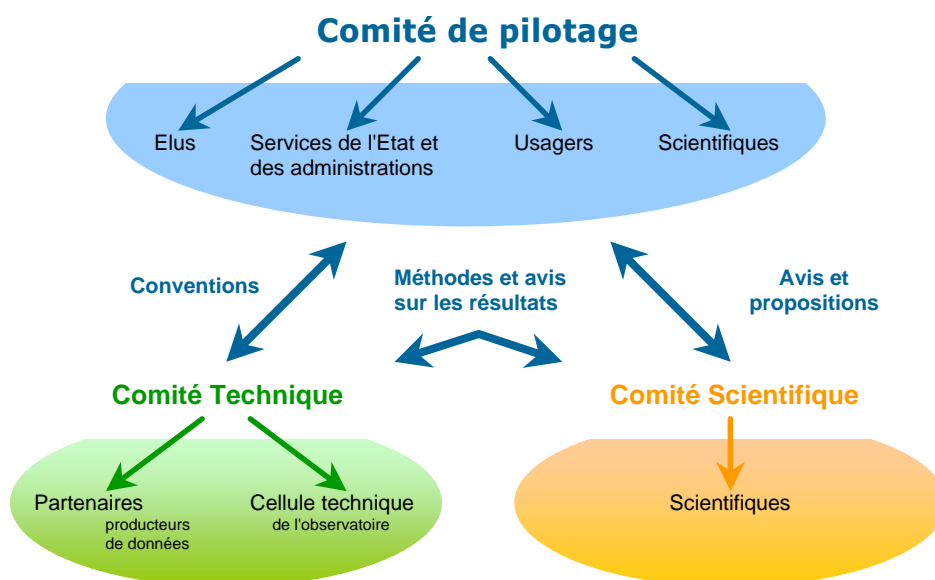
Plan d'échantillonnage et paramètres mesurés

Il existe 4 stations de mesures quantitatives avec des préleveurs automatiques travaillant en continu sur trois vannages et sur un étiers, en marais et avant l'exutoire à la mer : ces outils servent à mesurer la vitesse de l'eau, le débit et la qualité des eaux dévalant vers l'aval à la mer, après avoir transité par le marais.

Il existe d'autres points de mesure discontinus pour surveiller l'état du réseau dans le marais. Les paramètres mesurés sur les points du réseau en marais sont : les matières organiques et oxydables, le phosphore, le nitrate, la bactériologie.

Bilan : 200 prélèvements ponctuels et 6000 analyses par an

Partenariats et pilotage



Contact

Association pour le Développement du Bassin Versant de la Baie de Bourgneuf
BP 234 - 85 330 NOIRMOUTIER EN L'ILE

Edition :

Forum des Marais Atlantiques
Quai aux Vivres - BP 40214
17304 Rochefort Cedex

Tél. 05 46 87 08 00
Fax : 05 46 87 69 90

Internet : www.forum-marais-atl.com
E-mail : fma@forum-marais-atl.com

Responsable de la rédaction :
Loïc Anras

Avec le concours financier de :



Avec le soutien technique de :

