

UNE METHODOLOGIE PAR ETAPE POUR LE SUIVI DE L'INDICATEUR 6.3.2

PROPORTION DES PLANS D'EAU AYANT UNE EAU AMBIANTE DE BONNE QUALITE¹

1. CONTEXTE DE SUIVI

1.1 INTRODUCTION

Cible 6.3 D'ici 2030, améliorer la qualité de l'eau en réduisant les pollutions, en éliminant l'immersion des déchets, en réduisant les émissions de produits chimiques et des matières dangereuses, en diminuant de moitié la proportion d'eaux usées non traitées et en augmentant de manière considérable le recyclage et la réutilisation de l'eau sans danger à l'échelle mondiale

Indicateur 6.3.2 Proportion des plans d'eau ayant une bonne qualité d'eau ambiante

Cet indicateur fournit un instrument qui permet de savoir si oui ou non les mesures prises dans le domaine de la gestion de la qualité de l'eau contribuent à l'amélioration de la qualité de l'eau contenue dans les masses d'eaux intérieures. Des niveaux plus élevés de traitement et de réutilisation des eaux usées devraient mener à l'obtention d'un plus grand nombre de plans d'eau ayant une bonne qualité d'eau, à l'échelle nationale. En outre, une gestion intégrée des bassins lacustres et fluviaux permettra également de générer une meilleure qualité d'eau. Une bonne qualité de l'eau ambiante est essentielle à la préservation des écosystèmes aquatiques et des services qu'ils fournissent, tels que les ressources halieutiques. Elle est tout aussi primordiale pour préserver la santé des êtres humains quand ces derniers décident de l'utiliser à des fins récréatives, pour leur boisson et usages domestiques sans traitement préalable. Par conséquent, les autorités nationales ont particulièrement intérêt à se fixer comme objectif que tous leurs plans d'eau soient classés comme ayant « une bonne qualité d'eau ». Cette méthodologie propose un processus visant à introduire un suivi régulier des masses d'eau afin de connaître l'état de la qualité de l'eau qu'elles renferment. Avec le temps, ou avec une disponibilité plus conséquente des ressources, le programme de suivi pourra être élargi pour fournir une description plus détaillée de la qualité de l'eau, ce qui, à son

¹ Ceci est une traduction non officielle. Pour voir la version originale du document en anglais, veuillez s'il vous plaît consulter le lien qui suit <http://www.unwater.org/publications/publications-detail/en/c/434399/>. Pour vos questions et commentaires, prière de contacter hartwig.kremer@unep.org

tour, fournira des informations encore plus précieuses pour une meilleure gestion et formulation des politiques liées à l'eau.

Cet indicateur est défini comme étant la proportion de toutes les masses d'eau d'un pays disposant d'une bonne qualité d'eau ambiante. La qualité de l'eau ambiante fait référence à l'eau naturelle, non traitée contenue dans les rivières, les lacs, ainsi que les eaux souterraines et représente la combinaison de l'ensemble des influences naturelles, associées à l'impact de toutes les activités anthropogéniques. Elle permet donc d'évaluer l'impact du développement humain sur la qualité de l'eau ambiante au fil du temps, et fournit par ailleurs une indication sur les services pouvant être obtenus à partir des écosystèmes aquatiques tels que l'eau potable, une biodiversité préservée, une pêche durable, de l'eau pour l'irrigation, etc. Cet indicateur est aussi intrinsèquement lié à l'indicateur 6.3.1 portant sur le traitement des eaux usées, car un traitement insuffisant des effluents mène à la dégradation de la qualité des eaux réceptrices. Il renseigne directement sur les progrès réalisés vers l'atteinte de la cible 6.3 tout en étant étroitement lié à la cible 6.6 relative aux écosystèmes liés à l'eau.

Un cadre mondial pour le suivi de la qualité de l'eau est déjà en place au sein du programme GEMS/Eau de l'ONU pour l'environnement qui sera davantage développé dans le suivi intégré de l'initiative GEMI. La méthodologie proposée reconnaît que les pays sont à des niveaux différents dans le domaine du suivi de la qualité de l'eau et c'est donc en connaissance de cause qu'elle permet aux pays d'initier leurs efforts de suivi conformément à leurs capacités nationales et ressources disponibles. Partant de là, ils pourront consolider progressivement le développement de leur système national de suivi, tout en conservant une base pour l'agrégation des ensembles de données au niveau régional et mondial.

1.2 FIXER LA CIBLE POUR L'INDICATEUR

L'agenda 2030 pour le développement durable précise que toutes les cibles des ODD « *sont définies comme étant ambitieuses et mondialement établies, octroyant à chaque gouvernement la latitude de fixer ses propres cibles nationales en s'appuyant sur le niveau d'engagement arboré à l'échelle internationale, mais aussi en intégrant les réalités et spécificités nationales.* » Le principal objectif de la cible 6.3 est « d'améliorer la qualité de l'eau ». Afin de savoir s'il y a eu amélioration ou pas, il faudra impérativement surveiller la qualité de l'eau et comparer les résultats obtenus avec les normes édictées en matière de qualité d'eau, ou la qualité avant la mise en œuvre d'une quelconque forme de gestion (c'est-à-dire les conditions de référence) ou encore la comparer avec les conditions de qualité de référence. En raison de la variabilité naturelle des masses d'eau, il n'est pas pratique d'établir des normes ou des cibles pour des paramètres de qualité de l'eau spécifiques qui soient applicables partout dans le monde. Il est donc recommandé que chaque pays

détermine et définit ce qu'est une «bonne qualité d'eau ambiante» et fixe ses propres cibles auxquelles les données obtenues pourront être comparées. Toutefois, lorsque plusieurs pays assurent le suivi du même plan d'eau transfrontalier, des efforts doivent être consentis pour harmoniser les cibles pour tous les pays concernés.

Pour déterminer la bonne qualité de l'eau ambiante, les normes ou cibles devraient s'assurer que l'écosystème aquatique n'est pas endommagé et qu'il n'y a aucun risque inacceptable pour la santé humaine résultant de l'utilisation prévue de l'eau sans traitement préalable. Par conséquent, en pratique, la compréhension de ce qu'est une «bonne qualité» est la même partout dans le monde. Toutefois, les paramètres utilisés pour savoir si oui ou non les critères d'une «bonne qualité» sont remplis peuvent différer selon le type de plan d'eau, les variations naturelles de la qualité de l'eau et les utilisations prévues de celle-ci. Beaucoup de pays ont fixé des normes ou des valeurs cibles pour des paramètres particuliers liés à l'utilisation de l'eau tels que pour l'eau potable et l'irrigation par exemple, mais ne disposent pas de normes ou cibles spécifiques pour ce qui est de la qualité naturelle de l'écosystème aquatique. Par conséquent, pour appuyer les pays qui ne disposent pas de cibles actuellement, les approches qui leur sont proposées pour fixer des cibles nationales sont décrites à la section 5.4 ci-dessous. Des exemples détaillés portant sur l'élaboration de cibles et de lignes directrices nationales ont également été publiés (par exemple, ANZECC et ARMCANZ, 2000) et sont disponibles en ligne. La qualité de l'eau qui favorise une bonne qualité de l'écosystème est généralement évaluée grâce à l'inclusion de certains paramètres biologiques ou méthodes de suivi, à l'instar de la chlorophylle a, la diversité et l'abondance des espèces, ou au regard de la présence ou l'absence d'organismes indicateurs spécifiques. De telles approches requièrent une connaissance pointue sur les communautés aquatiques naturelles non affectées, qui peuvent ne pas exister dans de nombreux pays. Néanmoins, des méthodes biologiques peuvent être incluses dans l'évaluation de la «bonne qualité de l'eau ambiante» au fur et à mesure que les réseaux de suivi se développent et que des informations supplémentaires deviennent disponibles. Afin de permettre à tous les pays de rendre compte de l'indicateur 6.3.2, l'adoption d'une approche simple basée sur des paramètres physiques et chimiques est recommandée comme point de départ minimal.

2. METHODOLOGIE DE SUIVI

2.1 DEFINITIONS ET CONCEPT DE SUIVI

La qualité de l'eau est évaluée grâce à des paramètres physiques, chimiques et biologiques qui reflètent la qualité naturelle de l'eau liée à des facteurs climatiques et géologiques associés aux impacts significatifs sur la qualité de l'eau.

Les principaux paramètres de base choisis ici ne constituent pas des mesures directes de la qualité de l'eau pour l'écosystème ou la santé humaine, mais ils ont

été inclus pour caractériser le plan d'eau et parce que l'écart par rapport aux plages normales (par exemple, la conductivité électrique et le pH) peut être symptomatique des impacts sur la qualité de l'eau.

Le concept de suivi repose sur un indice de la qualité de l'eau qui utilise des paramètres clés de la qualité de l'eau. Pour la première étape du suivi progressif, les valeurs obtenues à partir des paramètres utilisés sont comparées aux valeurs cibles et soit elles entrent ou n'entrent pas dans les limites des valeurs fixées. Ces résultats sont ensuite agrégés au fil du temps et combinés dans l'indice pour chaque site de suivi. Les résultats de l'indice pour chaque emplacement de suivi dans le plan d'eau sont ensuite agrégés pour fournir un état de la qualité de l'eau du plan qui sera «bon» ou «pas bon». Les valeurs cibles réelles sont établies par chaque pays sur la base de son expérience acquise grâce à ses propres réseaux de suivi de la qualité de l'eau, ou en fonction des valeurs publiées provenant d'autres plans d'eau similaires (voir section 4.4 ci-dessous).

Aux fins de l'établissement des rapports concernant cet indicateur, les pays devront définir leurs plans d'eau. Pour les rivières, un plan d'eau est une sous-région homogène qui s'inscrit dans un bassin versant autonome (aucun chevauchement avec un autre plan d'eau), significatif et non désigné de manière arbitraire. La zone géographique d'un bassin versant est liée au système hydrologique et non aux frontières des états ou aux unités de gestion. Les plans d'eau des lacs sont généralement plus faciles à délimiter, cependant, comme pour les plans d'eau des rivières, une approche harmonisée s'avère nécessaire pour le suivi des lacs qui traversent les frontières nationales.

Les programmes de suivi des eaux de surface sont plus faciles à exécuter que les programmes des eaux souterraines, mais ils reposent toujours sur une compréhension poussée du régime hydrologique et des pressions qui affectent la qualité de l'eau. La mise en œuvre des programmes de suivi des eaux souterraines exige une expertise pointue et les résultats obtenus sont plus difficiles à interpréter. Les eaux souterraines incluent toutes les eaux en deçà de la surface, dans la zone saturée et en contact direct avec le sol ou le sous-sol. Un plan d'eaux souterraines est distinct mais peut comprendre un ou plusieurs aquifères. Les systèmes d'écoulement des eaux souterraines sont souvent très hétérogènes. De ce fait, les échantillons des puits à proximité peuvent produire des résultats très différents, surtout si les échantillons sont prélevés à différentes profondeurs. De plus, les résultats de la surveillance des eaux souterraines sont fortement influencés par les méthodes et protocoles d'échantillonnage, par conséquent, le personnel sur le terrain doit être bien formé afin qu'il acquiert un haut niveau de compétence permettant de garantir l'obtention d'échantillons représentatifs.

2.2 RECOMMANDATIONS SUR LA COUVERTURE SPATIALE ET TEMPORELLE

La couverture spatiale des sites de suivi et la proportion des masses d'eau évaluées pourront être accrues au fur et à mesure que le pays gagne en capacités et en ressources. En débutant avec les stations et les mesures qui existent déjà, les pays pourront augmenter le nombre de leurs sites de suivi pour fournir des mesures statistiquement plus représentatives. Dans les endroits où les ressources sont limitées et où il n'y a pas beaucoup de stations de suivi, il est recommandé de se concentrer en premier lieu sur les zones de captage d'eau potable.

La couverture temporelle dépend du plan d'eau et des paramètres mesurés. La résolution temporelle du suivi peut varier entre des mesures continues, aléatoires ou régulières et à des fréquences hebdomadaires ou annuelles. Dans tous les cas, le paramètre de la variabilité naturelle devra être pris en compte ainsi que les variations saisonnières. En outre, le niveau de précision et le niveau d'assurance souhaités devront également être intégrés dans la conception d'un programme de suivi. De manière générale, il est recommandé de procéder à des prélèvements au moins une fois par saison, et de préférence pas moins de quatre fois par an concernant les plans d'eau de surface. Quant aux masses d'eau souterraine, une fréquence minimale d'un prélèvement par an est nécessaire, toutefois, il est recommandé d'effectuer des mesures plus fréquentes si possibles.

2.3 ETAPES POUR LE SUIVI PROGRESSIF

Le suivi progressif renferme trois différentes composantes: l'augmentation du nombre d'échantillons prélevés; l'élargissement de la gamme de paramètres grâce à l'inclusion des substances toxiques et des approches biologiques; et le développement de la complexité de la méthode utilisée pour calculer l'indicateur.

L'indicateur à renseigner est la «*proportion de plans d'eau ayant une bonne qualité d'eau ambiante*». L'objectif serait la proportion de **tous** les plans d'eau du pays répondant aux critères de «bonne qualité». Ceci pourrait ne pas être une ambition réaliste au départ, par conséquent, il est suggéré qu'à moins qu'une couverture nationale complète soit possible, les efforts de surveillance devraient se concentrer sur des plans d'eau clés sélectionnés pour lesquels des données fiables et scientifiquement valables peuvent être fournies. Dans ce cas, les étapes progressives consisteraient à élargir la couverture spatiale et l'intensité temporelle de la collecte des échantillons au fur et à mesure que les ressources seront disponibles et que les capacités seront renforcées. Cela pourrait aussi inclure l'élaboration et la mise en œuvre d'un programme de surveillance des eaux souterraines si ce dernier n'existe pas encore.

Les paramètres physico-chimiques et nutritifs de base, présentés par type de masses d'eau dans le Tableau 2.1, constituent le point de départ proposé. Des paramètres progressifs de suivi, tels que les contaminants émergents ou les indices biologiques, peuvent être inclus en fonction des capacités et des besoins nationaux, conformément à la législation nationale ou aux exigences régionales et locales

relatives à des pressions ou des polluants spécifiques. Ces paramètres peuvent être renseignés séparément et analysés au fil du temps pour identifier l'amélioration ou la dégradation de la qualité de l'eau, mais ils ne sont pas inclus à ce stade du processus mondial d'établissement des rapports.

Plusieurs étapes méthodologiques peuvent être entreprises pour accroître la pertinence, et en fin de compte la valeur de l'indicateur. Celles-ci comprennent la délimitation de plus petites unités de masses d'eau selon les ressources disponibles et une augmentation de la collecte d'échantillons spatiaux. Concernant le suivi et les rapports nationaux, il est possible d'inclure des schémas de classement et des indices de qualité de l'eau plus complets qui permettent d'évaluer la qualité de l'eau en fonction des conditions et des exigences locales et nationales. De nombreux indices composites ont été mis au point pour savoir si les eaux pouvaient être soumises à différentes utilisations et pour évaluer l'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques. Ces indices incluent communément la transformation des paramètres sélectionnés avec différentes unités et échelles en une échelle commune en utilisant diverses fonctions mathématiques, des techniques statistiques ou des modèles mathématiques plus avancés. Souvent, des pondérations sont attribuées aux paramètres pour exprimer l'importance significative de certains paramètres par rapport à d'autres. Les sous-indices qui en résultent sont agrégés grâce à des méthodes additives, multiplicatives, logiques ou d'autres méthodes d'agrégation pour produire un score final de l'indice (Abbasi et Abbasi, 2012).

Deux indices nationaux spécifiques de l'utilisation de l'eau: l'indice de la qualité de l'eau de la Fondation des États-Unis appelé the US National Foundation's Water Quality Index (Brown et al., 1970) et l'indice de la qualité de l'eau (CCME WQI) du Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 1999) ont été utilisés dans plusieurs autres pays comme base pour l'élaboration d'indices nationaux. Similaire au simple indice utilisé pour l'indicateur mondial, le CCME n'inclut pas de pondération pour les paramètres sélectionnés et permet l'inclusion de paramètres supplémentaires. En plus du nombre de fois où les paramètres n'entrent pas dans la limite des valeurs cibles, il prend également en compte le nombre de paramètres non conformes et l'amplitude des écarts. Par ailleurs, il a également servi de modèle pour la formulation d'indices de la qualité de l'eau potable à l'échelle mondiale (Rickwood et Carr, 2009) et de l'eau douce en général (Srebotnjak et al., 2012).

2.3.1 PARAMETRES PHYSIQUES-CHIMIQUES ET SE RAPPORTANT AUX NUTRIMENTS

Pour faciliter la comparabilité de l'indicateur entre les pays, un certain nombre de paramètres fondamentaux ont été proposés pour les différents types de masses d'eau. La raison de cette inclusion et une description de chacun d'eux sont fournies ci-dessous.

Les rivières

L'oxygène dissous (OD) est important pour les organismes aquatiques. Les niveaux d'oxygène dissous subissent naturellement des changements avec la température et la salinité. Les turbulences à la surface d'une rivière, au niveau des

radiers ou des chutes d'eau peuvent accroître les concentrations d'oxygène dissous. L'activité photosynthétique de la flore aquatique et la respiration des organismes aquatiques peuvent également avoir un impact sur les niveaux de concentrations diurnes et saisonnières. De très faibles concentrations en oxygène peuvent indiquer la présence de matières organiques biodégradables, telles que les eaux usées. Idéalement, l'OD est mesuré *in situ* à l'aide d'une sonde à oxygène, cependant, il existe d'autres méthodes où l'oxygène contenu dans l'échantillon d'eau est fixé au moyen de produits chimiques pour analyse en laboratoire.

La conductivité électrique (CE) est une mesure simple des substances dissoutes, telles que les sels qui aident à caractériser le plan d'eau. Les valeurs de la CE changent naturellement, particulièrement durant les périodes d'accroissement du débit. La CE a été incluse comme paramètre de base car elle est simple à mesurer, mais aussi parce que l'écart par rapport aux plages normales peut être utilisé comme indicateur de pollutions telles que les rejets d'eaux usées dans le plan d'eau. Il est judicieux d'utiliser un conductimètre *in situ* pour obtenir des mesures précises de la CE, car les valeurs peuvent changer durant le laps de temps qui s'écoule entre la collecte sur le terrain et l'analyse en laboratoire.

Tableau 2.1 Paramètres de suivi fondamentaux et progressifs pour chaque type de plan d'eau

	Paramètres	Rivière	Lac	Eau souterraine
Paramètres de base	Oxygène dissous	x	x	
	Conductivité électrique	x	x	x
	Azote total oxydé	x	x	
	Nitrate*			x
	Orthophosphate	x	x	
	pH	x	x	x
Paramètres progressifs de suivi	Température	x	x	x
	Turbidité	x	x	
	Transparence		x	
	Dureté	x		x
	Solides en suspension	x		
	Alcalinité	x	x	
	Anions majeurs (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^-)			x
	Cations majeurs (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})			x
	Phosphore total	x	x	
	Orthophosphate			x
	Azote total	x	x	
	Nitrite	x	x	x
	Azote ammoniacal	x	x	x
	DBO/DCO (demande biochimique en	x		

	oxygène/demande chimique en oxygène)			
	Métaux non lourds (ex. arsenic ou fluorure)	x	x	x
	Métaux lourds	x	x	x
	Hydrocarbures	x	x	x
	Pesticides	x	x	x
	Composés organiques volatiles	x	x	x
	Polluants émergents	x	x	x
	<i>E. coli</i>	x	x	x
	Coliformes fécaux	x	x	x
	Streptocoques fécaux	x	x	x
	Chlorophylle a		x	
	Index biologique	x	x	
	* Des nitrates sont suggérés pour les eaux souterraines en raison des risques associés pour la santé humaine			

Le **pH** est inclus comme paramètre de base car, à l'instar de la CE, il aide également à caractériser le plan d'eau. Le pH est l'un des paramètres les plus mesurés en raison de son influence sur de nombreux processus biologiques et chimiques. C'est une mesure de l'activité de l'ion hydrogène dans l'eau qui peut fluctuer naturellement, notamment avec des conditions hydrologiques changeantes, car la composition de l'eau au site d'échantillonnage n'est pas la même pour les eaux souterraines, les écoulements souterrains et le ruissellement superficiel quand il pleut. Des changements qui sortent des plages naturelles indiquent une éventuelle pollution provenant de sources industrielles ou d'autres sources d'eaux usées. Il faudrait utiliser une sonde potentiométrique *in situ* pour obtenir des mesures précises du pH, car les valeurs peuvent changer durant le laps de temps qui s'écoule entre la collecte sur le terrain et l'analyse en laboratoire.

L'orthophosphate (OP) est une forme inorganique dissoute biodisponible du phosphore qui est un nutriment essentiel à la vie aquatique. Des apports supplémentaires émanant d'activités humaines, tels les eaux usées ou le ruissellement agricole, peuvent augmenter les concentrations de façon à favoriser une croissance excessive des plantes, ce qui affecte l'équilibre de l'écosystème aquatique et altère la qualité de l'eau qu'utilisent les êtres humains. L'orthophosphate peut être mesuré sur le terrain à l'aide de kits d'analyse, toutefois, la meilleure des précisions et les limites de détections peuvent uniquement être obtenues en laboratoire. Les concentrations d'OP peuvent changer avec le temps si l'échantillon n'est pas fixé, par conséquent, il est conseillé d'analyser les échantillons dans les 24 heures qui suivent le prélèvement.

L'azote total oxydé (TON) permet de mesurer à la fois le nitrate et le nitrite qui sont des formes d'azote inorganique oxydé dissous. Tout comme le phosphore, l'azote est un nutriment essentiel à la vie aquatique et des intrants supplémentaires peuvent avoir des effets préjudiciables sur les écosystèmes d'eau douce. L'azote total oxydé,

plutôt que le nitrate, est proposé car la méthode analytique est plus simple et ne nécessite pas l'étape de réduction nécessaire pour mesurer le nitrate uniquement. Dans la plupart des cas, la fraction de nitrite de l'azote total oxydé contenu dans les eaux de surface comprend moins d'un pour cent du total, et puisque l'azote total oxydé et le nitrate sont les mêmes, le premier cité a été sélectionné comme paramètre pour des raisons pratiques. Comme pour les OP, il existe des kits disponibles pour le suivi *in situ* de l'azote total oxydé.

Note sur les analyses des nutriments - Il existe de nombreuses fractions de phosphore et d'azote que les pays sont probablement déjà en train de suivre de manière systématique, y compris les formes inorganiques, organiques, particulaires et dissoutes. Par exemple, le phosphore total (PT) peut s'avérer être plus utile que l'orthophosphate dans la mesure de la qualité de l'eau affectée par les rejets d'eaux usées, mais il est plus complexe à mesurer parce qu'une phase de digestion est nécessaire pendant l'analyse. Les pays devraient inclure la fraction qui semble la plus pertinente compte tenu du contexte national.

Les lacs

Les paramètres de base pour les lacs sont les mêmes que pour les rivières, mais il faudra interpréter les résultats avec minutie si le lac est stratifié. La température, la CE et l'OD mesurés à travers un profil vertical du lac permettent de savoir si le lac est stratifié. Il est préférable d'avoir une conception de suivi du profil vertical qui intègre des échantillons provenant de profondeurs fixes et à des fréquences régulières (Chapman, 1996).

Les eaux souterraines

La CE et la salinité ont été intégrées ensemble parce que la méthode de mesure est souvent la même, mais dans la plupart des cas, seule la mesure d'un des deux paramètres est pertinente pour une masse d'eau souterraine particulière. Comme pour les plans d'eau de surface, la CE est utile pour caractériser les eaux souterraines. Pour de nombreux pays, l'intrusion d'eau salée dans les eaux souterraines pose problème et, dans ces cas, la mesure de la salinité est plus utile si l'eau est utilisée pour boire ou pour l'irrigation. Pour des résultats plus précis, la CE et la salinité doivent être mesurées à la tête du puits.

Le **nitrate** a été inclus pour les eaux souterraines plutôt que pour l'azote total oxydé, car il existe des problèmes de santé spécifiques inhérents au nitrate lorsque le plan d'eau est utilisé comme source d'eau potable. L'ion nitrate est hautement mobile et il atteint facilement les masses d'eau souterraines. Des concentrations élevées de nitrate peuvent provenir de sources agricoles; donc il a été inclus comme paramètre de base parce qu'il pourrait être utile d'établir des niveaux de référence du nitrate. Dans ce cas, il est conseillé d'utiliser la valeur indicative de l'eau potable fixée par l'OMS (OMS, 2011) plutôt qu'une cible visant à préserver la bonne qualité de l'eau des écosystèmes.

2.3.2 PARAMETRES PROGRESSIFS DE SUIVI

Les paramètres retenus pour le suivi progressif doivent être basés sur des objectifs nationaux et mis en œuvre au fur et à mesure que les capacités accroissent. Ces paramètres sélectionnés pourraient être adaptés de sorte à refléter l'utilisation faite du plan d'eau. Les paramètres microbiologiques ont été exclus des paramètres de base car, bien qu'ils soient particulièrement préoccupants pour la santé des êtres humains, ils ne sont pas systématiquement suivis par les programmes de mesure de la qualité de l'eau ambiante. Cependant, il est recommandé d'inclure des paramètres microbiologiques lorsque les plans d'eau sont directement utilisés pour l'eau potable sans traitement préalable.

Des paramètres de suivi progressifs peuvent également être inclus pour refléter des pressions spécifiques exercées sur la qualité de l'eau dans chaque pays. Par exemple, si l'exploitation minière présente un intérêt particulier, un programme qui assure le suivi des concentrations de métaux lourds en aval peut être utile pour connaître le degré et l'ampleur du problème de pollution. Dans les lacs, des paramètres supplémentaires tels que la chlorophylle a, sont nécessaires pour évaluer l'état trophique ou les exigences de qualité pour des utilisations particulières telles que l'eau potable ou les loisirs.

Deux paramètres particulièrement préoccupants pour les eaux souterraines utilisées pour la boisson sont l'arsenic et le fluorure. Ceux-ci ne sont pas inclus dans les paramètres de base parce qu'ils présentent un intérêt strictement régional, car émanant de sources géogènes plutôt que d'activités anthropiques. Bien que les principaux cations et anions soient inclus dans la liste des paramètres progressifs, il est souhaitable de suivre régulièrement ces paramètres dès lors qu'ils permettent de caractériser les eaux souterraines et d'effectuer un calcul de l'équilibre ionique sur la base des résultats analytiques comme forme de contrôle d'assurance de la qualité.

2.3.3 APPROCHES BIOLOGIQUES ET ECOLOGIQUES

Bien que l'utilisation des approches biologiques et écologiques soit ici présentée comme une étape avancée dans la progression du suivi de la qualité de l'eau, il est reconnu que de nombreux pays ont déjà mis en place des méthodes sur lesquelles ils fondent leur jugement pour apprécier la qualité de l'eau. Certaines d'entre elles ont été modifiées et améliorées au fil des ans (ex. Dickens et Graham 2002, WFD-UKTAG 2014). Dans quelques pays, les résultats des approches biologiques sont combinés à des mesures physiques et chimiques pour obtenir un jugement global concernant la qualité de l'eau (EPA 2008). Tous les pays sont encouragés à mettre au point un système biologique lorsque les ressources sont disponibles et d'inclure de telles méthodes lors de l'établissement des rapports portant sur la qualité de l'eau des rivières et des lacs. A ce jour, aucune méthode singulière n'a encore fait l'objet

d'essais et de tests à l'échelle mondiale, nonobstant, il existe des approches générales qui peuvent être utilisées pour élaborer des indices utiles à l'évaluation spatiale ou temporelle de la qualité de l'eau (Chapman et Jackson, 1996).

Les plantes et les animaux des rivières et des lacs se sont adaptés pour vivre dans des communautés équilibrées et dans des conditions physiques et chimiques favorables. Lorsque ces conditions changent, soit naturellement ou suite aux activités humaines, les plantes et les animaux subissent un stress et de ce fait, ils s'éloignent ou luttent pour survivre, pouvant même disparaître. La présence ou l'absence de certaines espèces ou combinaisons d'espèces dans différents types d'environnements aquatiques peut donc indiquer l'état actuel ou la qualité de l'écosystème aquatique ou du plan d'eau. Ainsi, bien connaître les espèces présentes dans les habitats aquatiques naturels et comprendre leurs exigences physiques et chimiques peuvent aider à déterminer la qualité du plan d'eau. Au fil du temps, un plan d'eau peut subir de multiples chocs d'une durée qui varie d'un stress à l'autre et qui ne sauraient être saisis en prenant des échantillons d'eau séparés pour des analyses physiques ou chimiques à des intervalles peu fréquents. En revanche, les espèces végétales et animales survivent dans les plans d'eau pendant des périodes allant de quelques jours à plusieurs années et absorbent tous les impacts subis par le plan d'eau tout au long de leur vie. Comme pour les mesures physiques et chimiques de la qualité de l'eau, des cibles peuvent être établies pour la qualité biologique de l'eau, sur la base de valeurs numériques qui représentent la qualité de l'eau non perturbée, mais aussi celle des écosystèmes gravement endommagés ou impropre à la consommation humaine.

Il existe deux principales approches qui permettent d'utiliser simplement les communautés biologiques pour indiquer la qualité de l'eau. Une approche est basée sur l'identification de la présence, l'absence ou l'abondance relative des organismes indicateurs et l'autre repose sur le principe général selon lequel un écosystème aquatique sain abrite une diversité d'espèces plutôt qu'elle n'exhibe la dominance d'une ou de deux espèces.

Pour pouvoir utiliser le concept d'organismes indicateurs, il est impératif d'acquérir des connaissances scientifiques avérées sur le niveau de tolérance de certaines espèces spécifiques face à divers impacts, tels que les concentrations en oxygène, les matières en suspension ou déposées, la disponibilité de nutriments et les composés toxiques spécifiques. Les espèces sélectionnées peuvent présenter une variété de réactions, y compris le décès (absence totale), la diminution du nombre de la population (en raison des impacts sur la capacité de reproduction) et une croissance anormale (à cause du manque de la nourriture qui convient ou des effets toxiques). La présence ou l'absence d'espèces spécifiques dans les échantillons peut être notée pour créer un indice numérique des différentes qualités de l'eau (Ziglio *et al.*, 2006). Ces indices requièrent l'appréciation d'experts et doivent se baser sur la mise à l'essai de l'indicateur sur un large éventail de plans d'eau.

Le principe de base selon lequel les environnements touchés ont tendance à contenir une gamme d'espèces plutôt réduite (en termes de diversité), comprenant uniquement les espèces les plus tolérantes et capables de se multiplier en grand nombre (forte abondance), a été utilisé pour développer des indices de diversité mathématique, souvent appelés indices biotiques, tels que l'indice de diversité de Shannon, l'indice de Simpson et d'autres (Friedrich *et al.*, 1996). Ces indices ne donnent pas une mesure absolue de la qualité d'un plan d'eau et ne peuvent être utilisés pour faire des comparaisons entre des masses d'eau de différentes qualités naturelles. Cependant, ils peuvent être utilisés pour identifier les changements survenus dans la qualité de l'eau aux mêmes endroits et dans le temps ou entre les sites d'un même plan d'eau. L'utilisation de ces indices ne nécessite pas une parfaite maîtrise de la biologie des espèces présentes, mais il faudrait pouvoir séparer et compter les différentes espèces.

Certains composés toxiques qui s'accumulent dans les tissus des plantes aquatiques et les organes des animaux atteignent des concentrations qui dépassent la concentration dans l'eau ambiante. Par conséquent, lorsqu'il s'agit de déterminer si des substances toxiques sont présentes dans un plan d'eau et que les ressources nécessaires ne sont pas disponibles pour recueillir des échantillons d'eau et analyser de faibles concentrations de substances toxiques, certaines espèces peuvent parfois être utilisées comme biomoniteurs (Schafer *et al.*, 2015). Les résultats indiquent si oui ou non les organismes ont été exposés au composé toxique, mais ne révèlent pas directement les concentrations dans l'eau ambiante. Les évaluations de toxicité utilisant des organismes aquatiques et des échantillons d'eau ambiante peuvent également indiquer la présence de composés toxiques et les résultats pourraient être utilisés pour suggérer que l'eau a une qualité considérée comme bonne, mauvaise ou inacceptable (même si les composés toxiques spécifiques ne sont pas forcément connus) (ex. Environment Agency 2007).

3. COLLECTE ET SOURCES DE DONNEES

3.1 DONNEES REQUISES POUR CALCULER L'INDICATEUR

Le calcul de l'indicateur nécessite la collecte régulière de données sur la qualité de l'eau provenant des sites de suivis représentatifs des plans d'eau sélectionnés. De plus amples détails et recommandations sur la fréquence de suivi et la sélection des sites à surveiller sont fournis dans les parties 3.2 et 4.3. Lorsqu'elles sont disponibles, des informations supplémentaires portant sur chacun des sites de suivi devraient être recueillies, telles que les coordonnées géographiques, le nom du plan d'eau et le code local d'identification. Concernant l'identification des masses d'eau, les pays doivent dresser un inventaire des eaux de surface et éventuellement des eaux souterraines présentes sur leur territoire qui comprendra au moins une liste des eaux de surface et des aquifères accompagnée des coordonnées géographiques, ou encore un système d'information géographique (SIG) des

fleuves, des lacs et autres systèmes hydriques pour les pays les plus avancés en la matière. Pour le classement de la qualité de l'eau, les pays doivent fixer des valeurs cibles que le plan d'eau devra atteindre pour que la qualité de son eau soit qualifiée comme étant « bonne ». Ces valeurs cibles pourraient être des seuils généraux des paramètres de base, ou elles pourraient être définies individuellement pour chaque type de plan d'eau (par exemple rivière, lac ou eau souterraine) ou même pour chaque plan d'eau. Enfin, les échantillons d'eau prélevés aux points de contrôle sélectionnés doivent être analysés pour les paramètres de base définis dans la section 3.3.1 et les résultats des analyses enregistrées pour chaque site de suivi (voir l'exemple de la section 5).

3.2 SOURCES DE DONNEES – A COURT ET LONG TERME

Les données relatives au suivi de la qualité de l'eau sont généralement rassemblées par les programmes nationaux et infranationaux de suivi de la qualité de l'eau qui incluent des capteurs *in situ* et des échantillons prélevés et acheminés au niveau des laboratoires pour une analyse chimique microbiologique. En plus des programmes nationaux de suivi, les mesures peuvent être effectuées par les compagnies de distribution d'eau ou les industries qui testent l'eau brute avant utilisation ou traitement pour approvisionnement en eau potable, ou encore les entités responsables de l'évacuation des eaux usées. Les organismes de recherche environnementale et les organisations non gouvernementales suivent également les paramètres de la qualité de l'eau dans le cadre des études de recherche et des programmes de suivi des sciences citoyennes.

Les paramètres de base recommandés dans cet indicateur pour déterminer la qualité générale de l'eau ne nécessitent pas de laboratoires coûteux ou de dernière génération, d'autant plus que des kits de mesure sur le terrain sont disponibles. La gamme de mesures et d'exactitude des kits de terrain devrait être appropriée pour les plans d'eau dans lesquels ces derniers sont utilisés. Pour un suivi plus poussé, la complexité des méthodes d'analyse des paramètres chimiques et microbiologiques s'accroît, accompagnée du besoin d'équipements d'analyse plus pointus.

Des approches biologiques supplémentaires et des indices biotiques peuvent être inclus, dont certains sont facilement adaptables aux programmes de suivi des citoyens et des ONG, augmentant ainsi le potentiel d'une plus grande couverture spatiale et la fréquence de collecte de données.

L'utilisation de données d'observation de la Terre (OT) pour le suivi de la qualité de l'eau est actuellement en expansion, mais elle reste limitée aux paramètres de qualité de l'eau optiquement détectables comme la turbidité et la chlorophylle. Compte tenu de la grande résolution spatiale et temporelle des missions satellitaires actuelles et futures, les données OT pourraient constituer une source inestimable et rentable de données supplémentaires pour le suivi des grands fleuves et lacs à l'avenir.

3.3 RECOMMANDATIONS CONCERNANT LA GESTION DES DONNEES

Une assurance qualité et des procédures efficaces de contrôle de la qualité au cours de l'échantillonnage, l'analyse et le traitement des données sont essentielles pour produire des données de suivi fiables pouvant renseigner l'indicateur. Dans la mesure du possible, les normes internationales devraient être appliquées dans toutes les étapes.

3.3.1 ASSURANCE DE LA QUALITE DE L'ECHANTILLONNAGE

Une attention particulière devrait être accordée au site de collecte, à la méthode utilisée pour effectuer des mesures *in situ* et la façon dont sont prélevés les échantillons d'eau pour analyse en laboratoire ou sur le terrain, afin d'éviter toute interférence avec des activités susceptibles d'avoir une incidence sur les mesures ou les résultats d'analyses. Des rejets de déchets sur le site d'échantillonnage, une perturbation des sédiments par l'agent de collecte, une contamination des échantillons par l'agent durant ou après la collecte sont entre autres des exemples d'interférences. Il pourrait s'avérer nécessaire de préparer à l'avance le matériel d'échantillonnage ou les bouteilles de prélèvement avant de procéder à l'échantillonnage. Il est recommandé de suivre les instructions selon les normes de la méthode choisie pour la préparation des récipients d'échantillonnage, le moment et la température à laquelle les échantillons devront être conservés après prélèvement, et le temps maximal de stockage avant analyse. Les échantillons de phosphate doivent être analysés dans les 24 heures qui suivent le prélèvement. Par conséquent, s'ils ne peuvent pas être acheminés au laboratoire durant ce laps de temps, l'utilisation d'une méthode de terrain ou d'un kit devrait être considérée en gardant à l'esprit qu'elle pourrait avoir un champ de détection restreint. Les échantillons blancs peuvent être utilisés pour vérifier s'il n'y a pas d'éventuelles contaminations survenues sur le terrain qui auraient touché un quelconque échantillon devant être transporté au laboratoire. Le calibrage des capteurs ou sondes utilisés pour prendre des mesures *in situ* doit être vérifié avant chaque utilisation sur le terrain.

3.3.2 ASSURANCE DE LA QUALITE DES ANALYSES

Il est recommandé que les laboratoires aient un programme d'assurance de la qualité et, si possible, les laboratoires devraient être accrédités conformément aux normes nationales ou internationales, et/ou prendre part aux exercices de contrôle de la qualité inter-laboratoires ou évaluations de la performance afin de garantir la fiabilité de leurs résultats d'analyses. Les méthodes d'analyses doivent respecter les procédures normalisées sectionnées et tout écart par rapport aux méthodes doit être mentionné et pris en compte durant l'examen et la communication des résultats.

3.3.3 ASSURANCE QUALITE DES DONNEES

Les procédures d'assurance de la qualité des données devraient également suivre les normes généralement reconnues. Les laboratoires devraient donc se conformer à leurs mécanismes de contrôle et d'assurance de la qualité concernant les degrés de confiance, les limites de détection (la limite de détection de l'instrument) (LDI), la limite de détection de la méthode (LDM), la limite pratique de quantification (LMQ) etc. La terminologie et les orientations sont disponibles dans APHA (20**).

Un examen des résultats pour vérifier que les plages de valeurs sont correctes et qu'il n'y a apparemment aucune mesure incorrecte, comme des valeurs négatives d'une concentration par exemple, ou encore des erreurs de frappe, devrait être effectué en dernière étape, avant que les données ne soient transférées dans la base de données pour utilisation dans le calcul de l'indice.

3.3.4 GESTION DES DONNEES

Il est indispensable d'instaurer un système adapté pour la collecte de données au niveau national. Tous les pays seront encouragés à soumettre leurs données en utilisant le modèle disponible sur le site GEMS/Eau de l'ONU pour l'environnement (voir <http://web.unep.org/gemswater/what-we-do/freshwater-quality-agenda-2030>) avec l'assistance et le soutien des ressources disponibles au sein des agences statistiques ou environnementales, des structures étatiques ou des ministères. Les points focaux nationaux, tels que les représentants du programme GEMS/Eau pourraient être nommés pour remplir cette fonction. La base de données GEMS/Eau de l'ONU pour l'environnement dénommée GEMStat, a été approuvée lors de la première session de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement tenue en 2014, et elle est désormais prête à intégrer des données brutes pour le calcul de l'indicateur ainsi que des valeurs d'indicateurs avec les métadonnées associées. Des directives de soumission de données actuellement disponibles auprès de GEMStat décrivent également les exigences requises en matière de soumission des métadonnées pour chaque station et échantillon, telles que les emplacements et méthodes d'analyse.

4. COLLECTE DES DONNEES PAR ETAPE ET CALCUL DE L'INDICATEUR

4.1 ETAPE 1 EVALUATION DES CAPACITES ACTUELLES

Une évaluation officielle de l'activité de suivi de la qualité de l'eau devrait être effectuée à l'échelle nationale. Cela peut s'étendre au-delà du ministère ou de l'autorité chargée de l'hydraulique qui est le premier responsable en matière de suivi, pour inclure les institutions telles que les universités ou le secteur privé, qui peuvent recueillir des données sur la qualité de l'eau qui pourraient s'avérer utiles pour

renseigner l'indicateur 6.3.2. D'autres institutions peuvent être en mesure de fournir des données historiques, des équipements de laboratoire ou des capacités de travail sur le terrain.

4.2 ETAPE 2 IDENTIFICATION DES PLANS D'EAU

Aux fins de l'indicateur 6.3.2, on distingue généralement trois types de plans d'eau:

- Les cours d'eau courante ou lotique, y compris les rivières, les ruisseaux et les canaux
- Les plans d'eau stagnante ou lenticulaire, y compris les lacs et les réservoirs
- Les masses d'eau souterraine, qui renferment un ou plusieurs aquifères

Les caractéristiques physiques, y compris les caractéristiques hydrologiques, géomorphologiques, géochimiques et les facteurs climatiques de même que la pollution provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles peuvent entraîner de grandes différences spatiales dans la qualité de l'eau des systèmes fluviaux, des lacs et des aquifères. Cette variabilité devrait se refléter dans les plans d'eau considérés comme relevant de l'indicateur 6.3.2. Une sous-division des masses d'eau de différentes catégories en unités autonomes ayant des caractéristiques similaires est recommandée afin de permettre une évaluation pertinente de leur qualité. De nombreux pays ont élaboré des cadres pour les types de masses d'eau basés sur des caractéristiques physiques, chimiques et connexes pouvant être appliquées pour délimiter les plans d'eau. Lorsqu'aucun cadre n'est en place, des informations sur les caractéristiques physiques des masses d'eau, les pressions provenant des sources de pollution et les utilisations prévues peuvent être utilisées pour subdiviser davantage les grandes étendues d'eau.

4.2.1 DELIMITATION DES PLANS D'EAU DE SURFACE

Dans une première étape, les eaux de surface doivent être divisées en masses d'eau selon leur type (rivière ou lac). Si, par exemple, le cours d'une rivière est interrompu par un lac, les contours entre le lac et la rivière qui s'étendent en amont et en aval du lac et serviraient de limites entre trois plans d'eau individuels (figure 4.1).

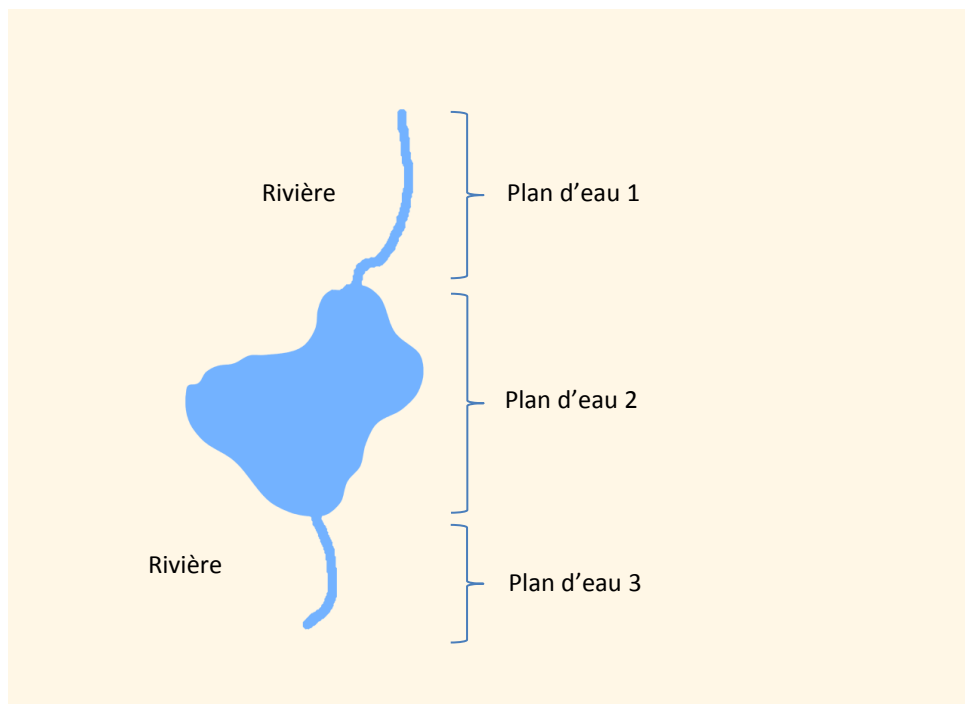


Figure 4.1 Identification des masses d'eau de surface en fonction des limites entre les types d'eaux de surface

Même si cette première étape respecte déjà l'exigence de fournir des éléments distincts et significatifs, une autre subdivision des plans d'eau pourrait être nécessaire pour permettre un suivi suffisamment précis des progrès réalisés en vue de l'atteinte de la cible 6.3 des ODD. Par conséquent, les caractéristiques hydromorphologiques, telles que les points de confluence des rivières, pourraient servir de limites à une autre subdivision des plans d'eau dans une deuxième étape (figure 4.2).

Bien que les critères mentionnés ci-dessus suffisent à eux seuls pour identifier les plans d'eau, il existe d'autres considérations plus pointues qui pourraient contribuer à une identification plus claire des plans d'eau de surface afin de permettre un suivi précis des progrès vers la réalisation de la cible 6.3. des ODD. Pour ce faire, l'on pourrait tenir compte des zones avec des pressions et des impacts donnés (par exemple une source diffuse d'apport nutritif provenant de l'agriculture ou une source ponctuelle de rejet d'eau industrielle) ainsi que des zones dédiées à des utilisations spécifiques (eau potable, eaux pour les loisirs et pêcheries). En outre, l'identification des plans d'eau pourrait inclure des zones spéciales pour la protection de la nature. Dans de nombreux pays, ces considérations font déjà partie intégrante des stratégies de gestion et de suivi de l'eau et peuvent donc être rapportées dans le processus de communication portant sur l'indicateur 6.3.2 des ODD.

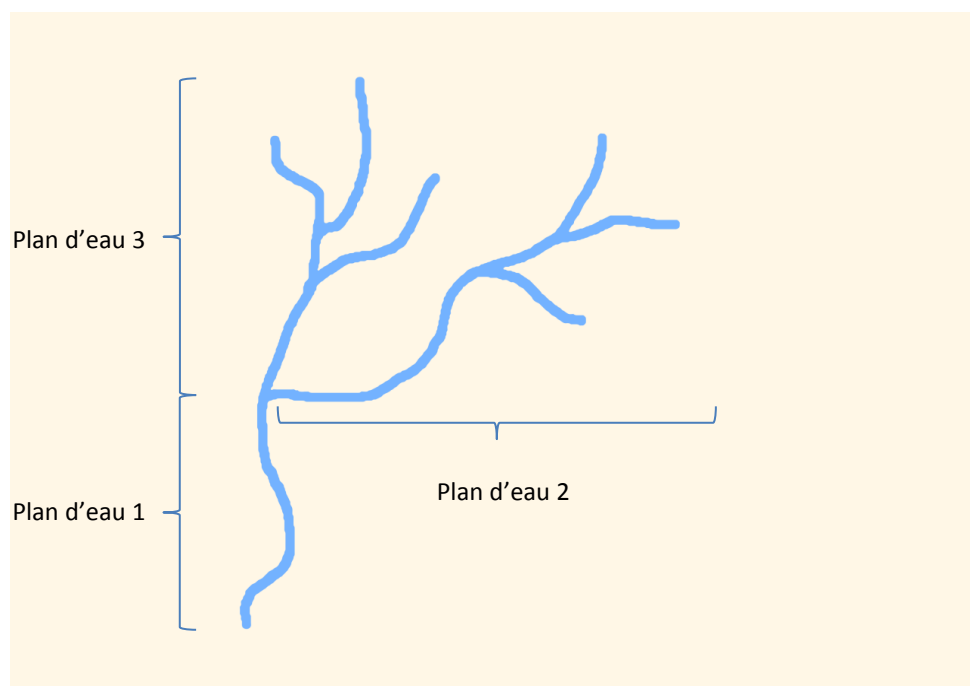


Figure 4.2 Subdivision d'un plan d'eau de rivière en utilisant les points de confluences comme des limites hydromorphologiques qui divisent le système en trois plans d'eau

4.2.2 DELIMITATION DES MASSES D'EAUX SOUTERRAINES

Les éléments identifiés comme des masses d'eaux souterraines devraient permettre d'établir une description idoine de l'état chimique et général des eaux souterraines. Par conséquent, l'étendue d'une masse d'eaux souterraines devrait être délimitée par les divisions des écoulements souterrains, en utilisant les bassins versants et les limites géologiques comme données de substitution lorsqu'il y a peu d'informations. Si une autre subdivision se révèle indispensable, elle devra alors être basée sur le niveau des eaux souterraines ou sur les lignes d'écoulement de celles-ci, si nécessaire.

4.3 ETAPE 3 SELECTION DES EMPLACEMENTS DE SUIVI

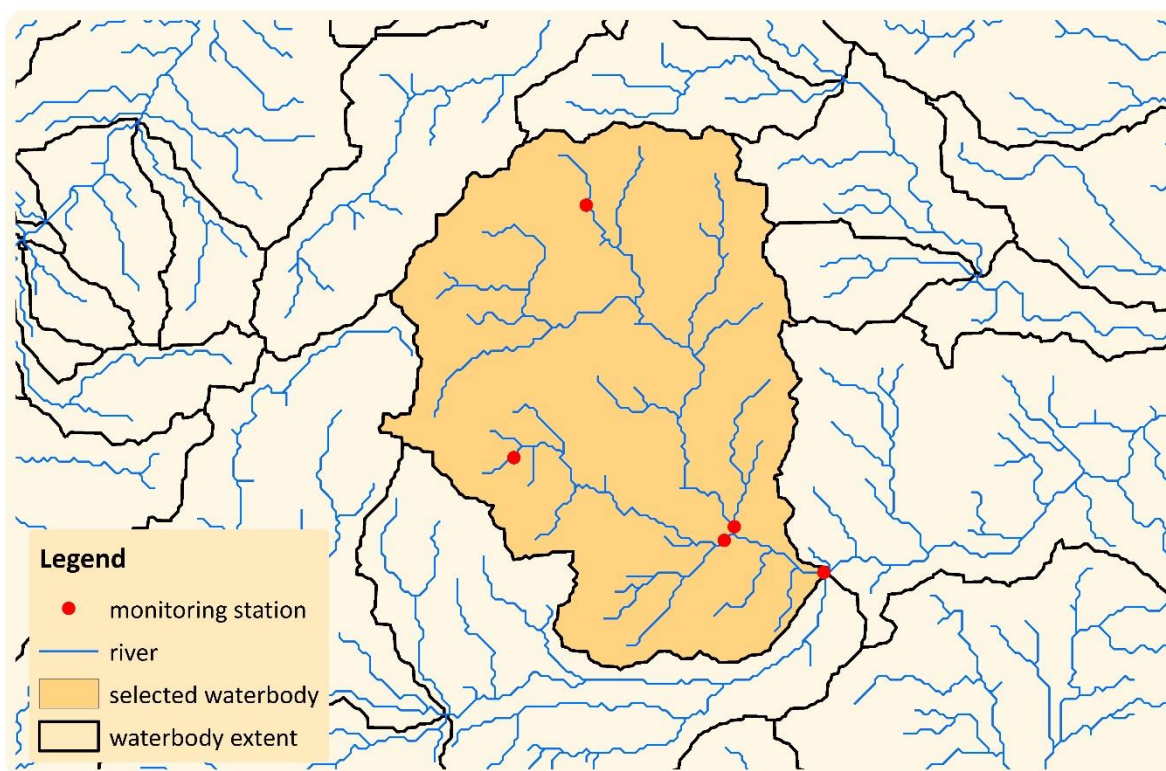
Les étapes précédentes fournissent une maîtrise des types de masses d'eau et proposent des méthodes pour délimiter chaque plan d'eau en des unités autonomes. La question relative à la quantité et la distribution des emplacements d'échantillonnage dans chaque plan d'eau doit être soigneusement étudiée pour garantir que le plan d'eau soit évalué de manière adéquate. La collecte et l'analyse des échantillons nécessitent des ressources en termes de personnel et disponibilité de laboratoire; lorsque les ressources sont limitées, il pourrait s'avérer sine qua none

de trouver un compromis entre la couverture spatiale et la fréquence de collecte des échantillons.

La sélection des emplacements de suivi passe par trois étapes: premièrement, les emplacements de suivi préférés pour l'indicateur 6.3.2 sont définis, ensuite une évaluation de ceux qui sont actuellement utilisés dans les programmes existants est effectuée et enfin les emplacements de suivi finalement sélectionnés pour l'indicateur 6.3.2 sont définis en rapprochant, autant que possible, les emplacements qui existent déjà aux sites de suivi préférés. Les emplacements de suivi devraient refléter les pressions typiques observées dans le plan d'eau et ne pas être limités aux endroits non touchés. Des enquêtes sur sites peuvent être nécessaires pour vérifier la pertinence de l'emplacement proposé. Voici les principales étapes pour les trois types de masses d'eau.

4.3.1 LES RIVIERES

Les emplacements de suivi devraient être répartis sur tout le réseau fluvial, y compris au niveau des sites en amont qui sont généralement moins affectés par les activités anthropiques, les sites au milieu du bassin versant qui peuvent être exposés à diverses pressions et au point de confluence le plus en aval par rapport à une autre rivière, un lac ou un estuaire. Un emplacement de suivi au minimum est suggéré par plan d'eau de rivière, mais cela dépend de la taille du plan d'eau et peut donc ne pas être suffisant pour représenter la qualité de l'eau dans des systèmes larges et diversifiés, par conséquent, la nécessité de désigner des emplacements de suivi additionnels pourrait se faire sentir. La figure 4.3 met en exergue la localisation de cinq sites de suivi possibles, dont deux en amont, deux au milieu du bassin versant avec chacun représentant un affluent majeur et un à l'endroit le plus en aval.



Data Source - <http://www.hydrosheds.org>

Monitoring station = emplacement de suivi

Selected waterbody = plan d'eau sélectionné

Waterbody extent = étendue du plan d'eau

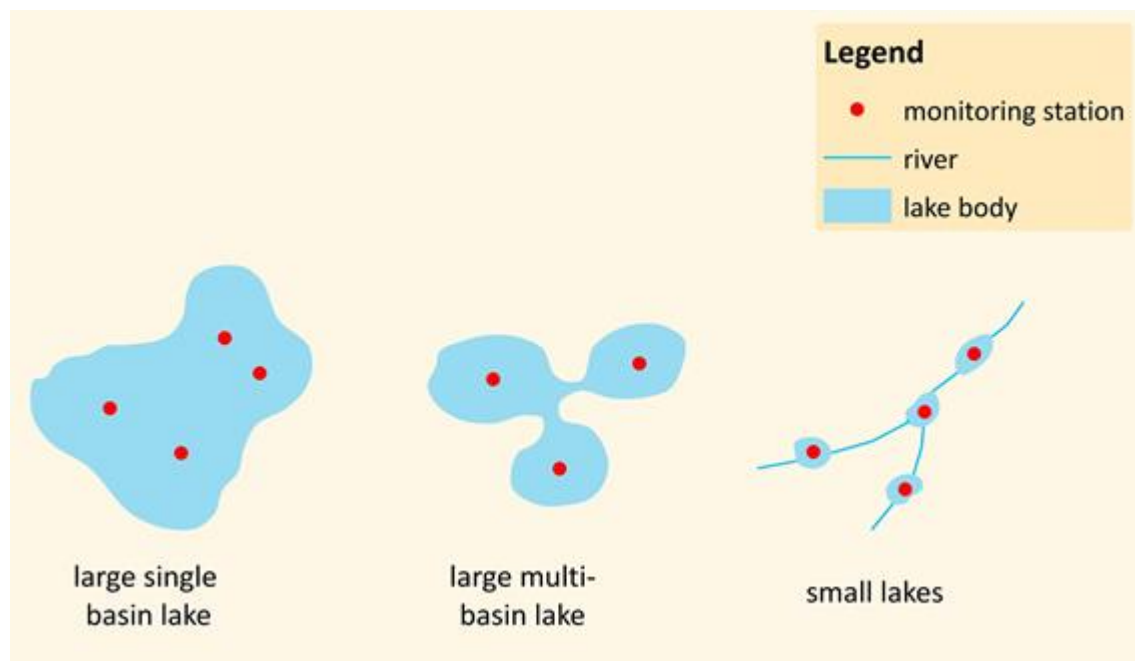
Figure 4.3 Exemples d'emplacements de suivi dans un plan d'eau de rivière

Une fois que les emplacements de suivi ont été identifiés à l'échelle du plan d'eau, il faudrait après considérer l'emplacement au niveau du site. Le degré de mélange d'eau au niveau de cet emplacement doit être connu. Si l'emplacement est très proche du confluent de deux affluents ou d'un effluent d'eaux usées, l'eau peut ne pas être suffisamment mélangée. Le mélange peut être lent si le débit est laminaire ou si les eaux sont de températures différentes. Le mélange de l'eau dépend de la largeur et de la profondeur de la rivière. Si des incertitudes demeurent, elles peuvent être vérifiées en mesurant la température ou la conductivité à certains points à travers la rivière et à différentes profondeurs.

Les ponts sont des emplacements commodes comme lieux de suivi des rivières et parce qu'ils sont facilement identifiables et généralement accessibles, ils permettent d'effectuer des échantillonnages au niveau du centre de la rivière et permettent également d'estimer le débit, si toutefois tout le débit est limité sous la structure du pont et que le pont est doté d'une échelle limnimétrique.

4.3.2 LES LACS

Le nombre d'échantillons nécessaires pour évaluer la qualité de l'eau d'un lac dépend fortement de la taille et de la profondeur dudit lac. Les petits lacs peu profonds peuvent être évalués à l'aide d'un seul échantillon provenant du milieu du lac tandis que les grands lacs profonds nécessiteront une maîtrise de la bathymétrie et du temps de séjour de l'eau. Il pourrait se révéler nécessaire d'échantillonner à de nombreux endroits et à de multiples profondeurs. La figure 4.4 ci-dessous fournit des exemples d'emplacements de suivi pour différents types de lacs.



Monitoring station = emplacement de suivi

River = rivière

Lake body = corps du lac

Large single basin lake = grand bassin lacustre autonome

Large multi-basin lake = grand bassin avec de multiples lacs

Small lake = petit lac

Figure 4.4 Exemples d'emplacements de suivi des lacs pour différents types de lacs. Un échantillonnage vertical intégré à chaque emplacement peut être nécessaire

4.3.3 LES EAUX SOUTERRAINES

L'importance relative des eaux souterraines en tant que proportion des ressources en eau d'un pays donné varie considérablement. Elle devrait être évaluée dans le processus d'allocation des ressources dédiées au suivi des eaux souterraines. Pour être efficaces, les programmes nationaux de suivi de la qualité des eaux souterraines devraient avoir une parfaite maîtrise de l'hydrogéologie du pays en question. Si des puits de suivi existants sont en place, les caractéristiques du puits doivent être connues, telles que la profondeur, la longueur du tubage perforé, la profondeur par rapport à ce tubage, et le taux de réalimentation du puits. En l'absence de puits de suivi existants; les sources ou les puits d'eau potable en place peuvent être utilisés.

4.4 ETAPE 4 COLLECTE DES DONNEES POUR FIXER LA CIBLE

Les pays peuvent être classés dans l'une des trois catégories possibles en ce qui concerne l'établissement des cibles: i) il existe des normes nationales relatives à la qualité de l'eau ambiante pour tous les paramètres; ii) il existe des données mais il y n'y pas de valeurs cibles nationales; iii) peu de données sur la qualité de l'eau sont disponibles pour générer des valeurs cibles. Si les pays entrent dans la première catégorie, cette étape de la méthodologie n'est donc pas nécessaire et les normes de qualité de l'eau existantes peuvent être utilisées comme valeurs cibles. Si les pays entrent dans la deuxième catégorie et que des données sur la qualité de l'eau soient disponibles pour les paramètres choisis, un examen systématique doit alors se faire pour savoir s'il existe suffisamment de données pour établir des valeurs cibles à l'échelle nationale. Les pays de la troisième catégorie devront mettre en œuvre un programme de suivi de la qualité de l'eau pour collecter assez de données afin de pouvoir produire des valeurs cibles. En réalité, les pays peuvent se retrouver entre les trois différentes catégories et peuvent donc disposer de données suffisantes pour fixer des valeurs cibles pour certains paramètres et pas pour d'autres.

Les valeurs cibles peuvent être des valeurs nationales qui s'appliquent à un type de plan d'eau, par exemple une concentration moyenne annuelle de phosphate de 0,035 mg P/l s'applique à toutes les rivières en Irlande (voir annexe 8.1). En outre, les valeurs cibles peuvent également être spécifiques aux plans d'eau. Par exemple, une valeur cible nationale de 0,035 mg P/l pour le phosphate peut ne pas être atteinte au niveau de tous les plans d'eau en raison des caractéristiques géologiques locales et, par conséquent, il sera indispensable de prélever un certain nombre d'échantillons sur des sites non pollués par des sources anthropiques de phosphate pour obtenir une valeur cible. Les valeurs cibles de qualité de l'eau publiées par d'autres pays peuvent être utilisées comme alternatives, mais elles peuvent ne pas être tout à fait pertinentes au niveau national. De plus, il faudrait s'efforcer d'aligner les valeurs cibles fixées par tous les pays limitrophes concernant les masses d'eau

transfrontalières. Des exemples de lignes directrices et cibles publiées sur la qualité de l'eau figurent à l'annexe 8.1.

4.4.1 METHODE POUR FIXER LES VALEURS CIBLES

Un minimum d'un an de données est nécessaire pour générer des valeurs cibles à l'aide d'échantillons recueillis au cours des différentes saisons et des régimes hydrologiques. Il est recommandé d'augmenter la fréquence de collecte des échantillons au cours de cette phase pour s'assurer que les valeurs cibles les plus appropriées soient générées. Un minimum de quatre points de données sont nécessaires, mais une valeur cible plus pertinente serait générée si l'on utilise un plus grand nombre d'échantillons. Comme pour tout programme de suivi, il est impératif de noter les conditions hydrologiques qui prévalent durant l'échantillonnage, car des conditions hydrologiques atypiques peuvent affecter les résultats de certains paramètres. Des sites de suivi non pollués devraient être utilisés pour déterminer les valeurs cibles pour une bonne qualité de l'eau dans le plan d'eau. Par exemple, un site situé en amont d'un plan d'eau de rivière pourrait être utilisé pour fixer des valeurs cibles pour l'ensemble du plan d'eau concerné.

Les valeurs cibles peuvent être de trois types selon le paramètre mesuré. Certains paramètres auront des valeurs cibles «supérieures» voulant dire que la valeur ne doit pas être dépassée. A titre d'exemple, une concentration cible de phosphate de 0,035 mg P/l ne doit pas être dépassée. Certaines seront des valeurs cibles «inférieures», ce qui signifie que la valeur mesurée ne doit pas être en deçà de la cible. Un exemple serait l'oxygène dissous dans les rivières où une valeur cible de 9,5 mg/l représente une valeur cible inférieure pour les eaux dont la température est en deçà de 20°C. Enfin, certains paramètres auront une « plage » qui est considérée comme entrant dans la plage de valeurs acceptables pour ce paramètre. Par exemple, une plage de conductivité électrique comprise entre 500 et 700 µS/cm peut être acceptable pour un lac particulier et un écart par rapport à cette plage peut être symptomatique d'un problème de qualité de l'eau qui pourrait nécessiter une étude plus approfondie.

4.5 ETAPE 5 COLLECTE DE DONNEES POUR LE CALCUL DE L'INDICATEUR

Les données minimales requises pour calculer cet indicateur sont des mesures obtenues en analysant des échantillons d'eau pour tous les paramètres de base appropriés au regard du type de plan d'eau (tableau 2.1). Les échantillons doivent être prélevés régulièrement, à des intervalles prescrits ou à la même période de chaque année et à partir des mêmes endroits. Même si de nouvelles stations de suivi sont mises en place, la collecte de données devrait se poursuivre au niveau des emplacements d'origine. Ceci garantit la comparabilité des résultats d'une année à l'autre, permettant ainsi de dessiner les tendances au fil des ans. Les données de

suivi nécessaires pour le calcul de l'indicateur peuvent être collectées par différents programmes de suivi impliquant divers organismes et organisations. Il est donc important d'établir et de maintenir des référentiels de données centralisés au niveau national qui rassemblent les données des différentes parties prenantes, tout en veillant à ce qu'il y ait une compatibilité entre les unités déclarantes instituées au sein de toutes les organisations qui soumettent des données. Les données doivent être compilées pour chaque paramètre de base et à chaque emplacement d'échantillonnage afin de pouvoir calculer l'indicateur tel qu'indiqué dans l'exemple fournit ci-dessous à la section 5.

Le dépôt central de données devrait également conserver toutes les métadonnées pertinentes associées aux mesures de la qualité de l'eau. Cela comprend le lieu des emplacements de suivi, décrit avec des coordonnées géographiques pour chaque site à partir duquel des échantillons sont prélevés dans un plan d'eau. Le type de plan d'eau doit être enregistré en même temps que d'autres informations susceptibles d'avoir un impact sur les résultats des analyses obtenus (par exemple, des niveaux d'eau inhabituels ou une perturbation du plan d'eau).

Pour la soumission finale des données, il est également nécessaire de déclarer les valeurs ou les fourchettes nationales qui ont été utilisées pour savoir si un bon état de la qualité de l'eau a été atteint au niveau de chaque station de suivi. Si les valeurs cibles varient pour différents plans d'eau, les valeurs cibles appropriées doivent être déclarées avec les données correspondant aux plans d'eau évalués.

4.6 ETAPE 6 CLASSIFICATION DE LA QUALITE DE L'EAU

Pour la première étape du suivi progressif, un indice simple basé sur la conformité entre les données de suivi pour les paramètres de base et les valeurs cibles sélectionnées est utilisé pour classer la qualité des plans d'eau. Pour tous les emplacements de suivi situés dans un plan d'eau, les valeurs de suivi pour tous les paramètres de base sont comparées avec les valeurs cibles. L'indice est défini comme étant le pourcentage des valeurs de suivis qui sont conformes aux valeurs cibles:

$$C = (n_{conforme} / n_{mesure}) * 100$$

Où

$n_{conforme}$ est le nombre de valeurs de suivi conformes aux valeurs cibles

n_{mesure} est le nombre total de valeurs de suivi

Il est recommandé que seules les données des trois dernières années au maximum soient utilisées pour le calcul de l'indicateur afin de s'assurer que les résultats sont à jour et qu'il est possible de faire des comparaisons à l'échelle mondiale.

Les données de suivi sont inévitablement sujettes à des erreurs résultant de l'échantillonnage, des analyses et du traitement ultérieur des données. Par conséquent, une valeur seuil de 80% de conformité est définie pour classer les plans d'eau comme ayant une «bonne» qualité d'eau. Ainsi, un plan d'eau est classé comme étant de bonne qualité si au moins 80% de toutes les données recueillies à partir de toutes les stations de suivi situées au niveau du plan d'eau sont conformes aux cibles respectivement établies.

4.6.1 LES NIVEAUX SUIVANTS DU SUIVI PROGRESSIF

Dans les niveaux supérieurs du suivi progressif, les pays peuvent renseigner un ensemble élargi de paramètres de qualité de l'eau décrivant la qualité chimique et écologique des plans d'eau. Ces paramètres sont traités indépendamment des paramètres de base et ne sont actuellement pas utilisés pour déclarer les données relatives à l'indicateur 6.3.2. au niveau mondial. Ceci peut toutefois changer à l'avenir lorsque la majorité des pays auront acquis une capacité accrue dans le suivi des paramètres chimiques et biologiques.

Concernant les substances chimiques, en particulier les substances toxiques perceptibles dans les écosystèmes aquatiques et qui présentent un risque pour la santé humaine et la vie aquatique, il est recommandé de fixer et d'appliquer des valeurs cibles qui tiennent compte de leurs effets négatifs. Lorsqu'elles sont appliquées dans le cadre de la classification des masses d'eau, ces valeurs cibles ne doivent pas être dépassées afin qu'un plan d'eau puisse être considéré comme ayant une bonne qualité.

Pour le classement de la qualité écologique, il est difficile de fournir des recommandations concernant les étapes et les paramètres nécessaires pour pouvoir classer un plan d'eau comme ayant un «bon» état écologique. Ceci est dû à la multitude d'indices écologiques existants et à la variabilité des conditions de référence, qui doivent par ailleurs être évalués indépendamment pour chaque plan d'eau individuel. Par conséquent, il est recommandé que les pays élaborent leurs critères de classification avec le niveau de détail qui sied pour être en mesure d'évaluer les plans d'eau et les classer comme ayant un statut écologique «bon» ou «pas bon».

4.7 ETAPE 7 CALCUL DE LA PROPORTION DES MASSES D'EAU AYANT UNE BONNE QUALITE D'EAU

Les résultats de la classification des plans d'eau individuels par rapport à leur état général sont agrégés au niveau national en calculant la proportion de plans d'eau classés comme ayant un bon état général, exprimée en pourcentage du nombre total de plans d'eau répertoriés:

$$\text{Pourcentage des plans d'eau ayant une bonne qualité} = (n_g \div n_t) \times 100$$

Où:

n_g est le nombre de plans d'eau répertoriés disposant d'un bon état général

n_t est le nombre total de plans d'eau répertoriés.

4.8 ÉTAPE 8 EXAMEN DU PROGRAMME

Comme pour tous les programmes de suivi de la qualité de l'eau, un examen systématique de l'efficacité du programme devrait être régulièrement effectué. Cet examen devra inclure toutes les étapes du programme, de la conception à l'élaboration des rapports, dans le but d'améliorer l'efficacité et de garantir que les données recueillies soient conformes avec les plus hautes normes de qualité reconnues. Les programmes de suivi sont rarement statiques et doivent évoluer au fur et à mesure que de nouvelles informations deviennent disponibles ou que de nouvelles pressions s'exercent sur la qualité de l'eau.

Les hypothèses sur lesquelles repose le programme devraient être passées en revue. Durant ce processus peut émerger le besoin d'effectuer d'autres études plus poussées. Par exemple, l'insuffisance de données concernant la bathymétrie des lacs pourrait signifier que les sites de suivi n'étaient pas bien situés et une enquête bathymétrique détaillée serait alors nécessaire dans ce cas. En sus, une analyse exhaustive de tous les sites de suivi utilisés dans le programme pourrait aider à déterminer si tous les emplacements sont pertinents ou s'il faudrait mettre sur pied d'autres points d'échantillonnage.

Les procédures opérationnelles appliquées lors du prélèvement des échantillons, du transfert au laboratoire, de l'analyse des échantillons, de la communication des résultats et de la gestion des données devraient également être examinées afin d'identifier les domaines susceptibles d'être améliorés. Par exemple, ce processus peut révéler que le temps écoulé entre la collecte de l'échantillon et son analyse dépasse la limite recommandée pour certains paramètres. En conséquence, un itinéraire d'échantillonnage optimisé peut devenir obligatoire pour réduire le temps de transport.

Une activité clé entreprise durant la phase d'examen est l'évaluation des valeurs mesurées par rapport aux valeurs cibles. Elle devrait permettre de savoir si les cibles fixées sont soit trop élevées et ne peuvent visiblement pas être atteintes, soit trop indulgentes et ne servent donc pas à encourager des mesures visant à améliorer la qualité de l'eau au niveau national.

5. EXEMPLE DE PREMIER NIVEAU DE SUIVI DES RIVIERES

Dans cet exemple, le processus d'identification et de classification subséquente des masses d'eau, ainsi que le calcul de l'indicateur sont présentés pour le bassin d'une rivière, tels que démontrés dans la figure 5.1. La carte représente le cours d'une rivière fictive, accompagnée de cinq sites de suivi faisant partie d'un réseau de suivi. La rivière a un bras principal qui se déverse dans l'océan et un lieu de suivi placé à son exutoire. La rivière pourrait aussi se déverser dans un lac ou même dans un autre pays. Ce point ou limite permet de qualifier la rivière comme un plan d'eau. Plus en amont se trouve le point de confluence entre deux principaux affluents; les deux affluents ont un lieu de suivi proche dudit point de confluence et dans une de leurs têtes de bassins.

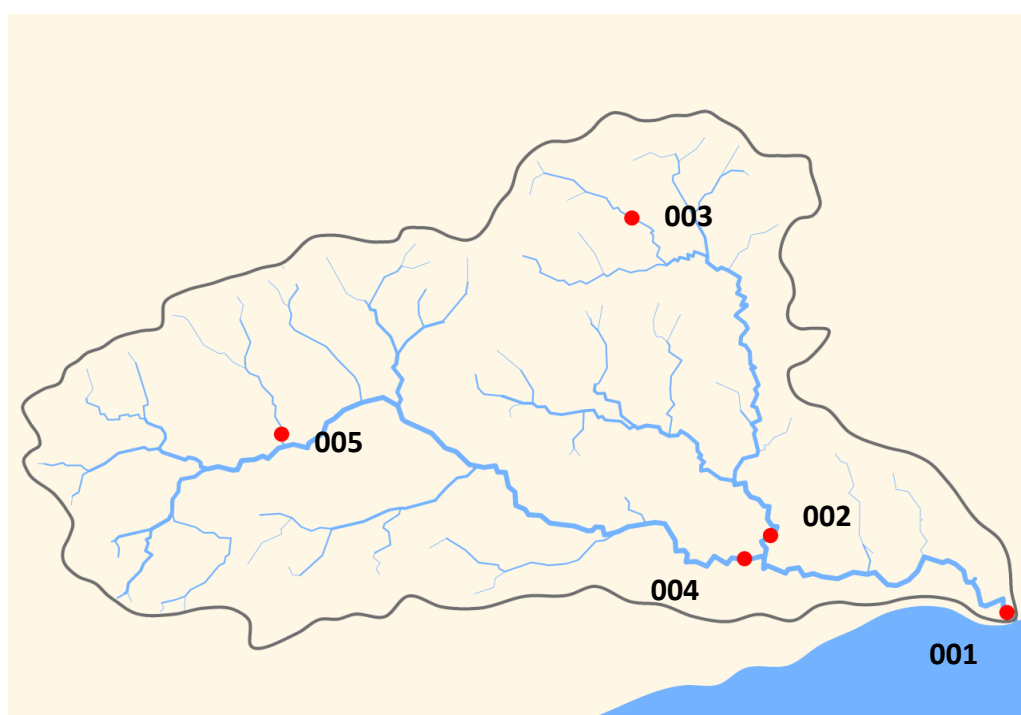


Figure 5.1 Rivière utilisée comme exemple avec des sites de suivi placés le long de son cours

Bien que tout le système fluvial puisse être identifié comme étant un seul plan d'eau, les emplacements de suivi et le point de confluence de deux principaux affluents sont considérés comme étant suffisamment importants pour subdiviser le système hydrographique en trois plans d'eau distincts au niveau du point de confluence. Les têtes de bassin ne sont pas reconnues comme des plans d'eau séparés parce qu'ils ne sont pas considérés comme suffisamment significatifs pour être inclus séparément dans les rapports portant sur la cible 6.3. Toutefois, une autre subdivision pourrait être envisagée à l'avenir s'il y a par exemple un plus grand nombre d'emplacements de suivi et que l'on pourrait effectuer une analyse plus détaillée sur les pressions exercées sur la rivière et sur les utilisations de certains tronçons du réseau fluvial.



Figure 5.2 Subdivision en trois plans d'eau de l'exemple de la rivière présentée dans la Figure 5.1

Ainsi, le processus d'identification aboutit à la création de trois masses d'eau distinctes et significatives comme unités déclarantes lors du calcul de l'indicateur 6.3.2.

Une fois que les pays auront identifié leurs masses d'eau, les valeurs cibles devront être définies dans l'étape suivante afin que les masses d'eau puissent être classées comme ayant une bonne qualité d'eau. Bien qu'il soit possible de fournir différentes valeurs cibles pour différents types de masses d'eau (par exemple pour les rivières, les lacs ou les masses d'eaux souterraines), le pays fictif de cet exemple n'a défini qu'un ensemble de valeurs cibles pour tous ses trois plans d'eau, tel que présenté dans le tableau 5.1. Le tableau contient également une définition du type de cible, qu'il s'agisse d'un seuil supérieur, qui ne doit pas être dépassé, d'un seuil inférieur en deçà duquel les valeurs ne devraient pas tomber, ou d'une plage de valeurs entre lesquelles les mesures doivent se situer pour que la qualité d'un plan d'eau soit qualifiée comme étant «bonne».

Tableau 5.1 Valeurs cibles utilisées pour le pays fictif dans l'exemple du calcul de l'indicateur

Nom du paramètre	Abréviation du nom du paramètre	Valeur cible	Unité	Type de cible
Oxygène dissous	OD	6	mg/l	Inférieur
Conductivité électrique	CE	300 - 500	µS/cm	Plage
pH	pH	6 - 8	-	Plage

Orthophosphate	OP	0.035	mg P/l	Supérieur
Azote total oxydé (Nitrate + Nitrite)	TON	1.8	mg N/l	Supérieur

Cette méthodologie définit un plan d'eau comme ayant une « bonne » qualité de l'eau si 80% des résultats d'analyse pour les paramètres de base pris dans le plan d'eau satisfont à leurs valeurs cibles. Pour cela, les résultats de l'analyse de chaque emplacement de suivi situé à l'intérieur du plan d'eau doivent être évalués en fonction de leur conformité aux valeurs cibles. Le pourcentage des valeurs d'analyse conformes à leur cible doit alors être calculé pour chaque plan d'eau. Pour les besoins de reproductibilité, une approche par étapes pour le calcul de l'indicateur est présentée ici.

Le tableau 5.2 montre les résultats d'analyse relatifs aux cinq paramètres de base échantillonnés à la «Station 001» pour la période considérée dans les rapports qui couvrent l'année 2016. Le tableau 5.2 n'inclut que les données portant sur le cours d'eau dénommé «Rivière 1» qui ne dispose que d'un seul site de suivi. Les données concernant les autres emplacements de suivi de cet exemple ont été compilées de la même façon. Si plusieurs sites de suivi sont situés dans le même plan d'eau, ils doivent alors être groupés en conséquence.

Tableau 5.2 Valeurs d'analyse fictives pour les paramètres de base d'un plan d'eau disposant d'un seul site de suivi

Rivière 1 Station 001					
Date	OD (mg/l)	CE (µS/cm)	pH	OP (mg P/l)	TON (mg N/l)
2016-01-23	5.2	410	7.0	0.16	0.71
2016-02-20	8.0	450	6.8	0.18	1.09
2016-04-04	5.4	432	7.0	0.20	0.43
2016-05-10	5.8	455	7.0	0.26	0.62
2016-06-12	6.9	429	7.1	0.15	1.90
2016-08-04	9.0	401	7.3	0.07	2.10
2016-09-21	7.2	434	7.2	0.10	2.50
2016-10-19	7.2	398	7.1	0.16	1.06
2016-11-15	7.9	389	6.9	0.18	0.46
2016-12-24	6.6	390	7.0	0.25	0.04

**A noter que les cellules mises en évidence indiquent que la cible n'est pas atteinte*

Rivière 1 Station 001					
Date	OD	CE	pH	OP	TON
2016-01-23	0	1	1	0	1
2016-02-20	1	1	1	0	1
2016-04-04	0	1	1	0	1
2016-05-10	0	1	1	0	1
2016-06-12	1	1	1	0	0
2016-08-04	1	1	1	0	0
2016-09-21	1	1	1	0	0
2016-10-19	1	1	1	0	1
2016-11-15	1	1	1	0	1
2016-12-24	1	1	1	0	1
Pourcentage de Conformité	70	100	100	0	70

Tableau 5.3 Évaluation de la conformité par rapport aux valeurs cibles pour les valeurs correspondant aux paramètres de base du tableau 5.2 accompagnée du pourcentage de valeurs conformes aux valeurs cibles fixées pour chaque paramètre de base (dernière ligne du tableau)

Sur la base des résultats de l'analyse, la conformité par rapport aux valeurs cibles sera évaluée à l'étape suivante où les valeurs d'analyse individuelles sont comparées aux valeurs cibles et leur conformité évaluée. La façon la plus simple de le faire est de dresser un tableau séparé, où chaque résultat d'analyse pour chaque paramètre de base obtient un score basé sur leur valeur par rapport à la cible, c'est-à-dire:

- Attribuer un "1" si la valeur cible est respectée
- Attribuer un "0" si la valeur cible n'est pas respectée

Les résultats de ce procédé pour la "Station 001" du plan d'eau "Rivière 1" sont présentés dans le Tableau 5.3. Chaque valeur d'analyse qui a respecté sa cible a été notée «1» ou «0» lorsque la cible n'est pas atteinte. Sur la base de ces notes, le pourcentage de valeurs d'analyse qui satisfont à leurs cibles peut être calculé pour chaque paramètre de base, comme cela a été fait dans la dernière ligne du tableau 5.3. Aucune des valeurs pour l'orthophosphate (OP) n'a atteint sa cible, ce qui entraîne une conformité de zéro pour cent pour ce paramètre de base. L'oxygène dissous (ODd) et l'azote total oxydé (TON) atteignent leurs objectifs à 70% du temps, tandis que la conductivité électrique (CC) et les valeurs du pH sont 100% conformes à leurs cibles.

La même procédure a été appliquée pour les autres emplacements de suivi (de la "Station 002" à la "Station 005") mais, étant donné que les étapes de travail sont les mêmes, elles ne sont pas présentées ici.

En fonction de la conformité pour chaque site de suivi, le pourcentage de valeurs qui s'inscrivent dans la limite de leurs cibles peut être calculé pour l'ensemble du plan d'eau. Le tableau 5.4 indique le pourcentage de valeurs conformes pour chaque paramètre de base, calculé pour chacun des cinq emplacements de suivi et regroupé par plan d'eau. Pour chaque emplacement de suivi, le pourcentage de conformité pour les cinq paramètres de base est moyenné pour obtenir le pourcentage de conformité avec la valeur cible (ligne «% de conformité par station») pour chacun des paramètres de base. Au cours de l'étape suivante, la conformité par rapport aux valeurs cibles doit être calculée à l'échelle du plan d'eau (ligne «% de conformité par plan d'eau»). Si un plan d'eau ne contient qu'un seul emplacement de suivi, la valeur dans la ligne «% de conformité par station» peut être prise directement (voir tableau 5.4, colonne «Rivière 1»). Cependant, s'il y a plus d'un emplacement de suivi pour le plan d'eau, le pourcentage de conformité au niveau du plan d'eau peut être calculé en faisant la moyenne des pourcentages de conformité de chaque emplacement de suivi (voir tableau 5.4, colonne « Rivière 2 » et « Rivière 3 »). Dans les deux cas, la ligne «% de conformité par plan d'eau» correspond au pourcentage de valeurs pour tous les paramètres de base qui atteignent leurs cibles au cours de la période considérée.

Enfin, la qualité de l'eau des plans d'eau est classée comme «bonne» si les valeurs prises dans le plan d'eau atteignent leurs cibles au moins 80% du temps ou «pas bonnes» si les cibles sont atteintes à moins de 80% du temps (Voir tableau 5.4, ligne «Classification des masses d'eau»).

Tableau 5.4 Classification des plans d'eau en fonction de l'analyse du pourcentage des valeurs qui entrent dans la limite de leurs cibles

Pourcentage de conformité par paramètre de base	Rivière 1	Rivière 2		Rivière 3	
	Station 001	Station 002	Station 003	Station 004	Station 005
OD	70	90	90	70	90
CE	100	100	100	100	100
pH	100	90	90	100	80
OP	0	90	80	10	40
TON	70	100	100	100	100
% de conformité par Station	68	94	92	76	82
% de conformité par plan d'eau	68	93		79	
Classification du plan d'eau	PAS BONNE	BONNE		PAS BONNE	

Dans la dernière étape, l'indicateur est exprimé comme le pourcentage de plans d'eau ayant une bonne qualité de l'eau:

$$6.3.2 = \frac{n_g}{n_t} \times 100 = \frac{1}{3} \times 100 = 33.3\%$$

Le pays dépeint dans l'exemple, peut renseigner l'indicateur 6.3.2 en rapportant que 33,3% de ses plans d'eau ont une « bonne » qualité de l'eau.

6. REFERENCES

Abbasi, T and Abbasi S.A 2012 Water Quality Indices, Elsevier B.V. 384 pp.
Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780444543042>

ANZECC and ARMCANZ 2000 Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Volume 1, The guidelines. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Available at:
<http://agriculture.gov.au/SiteCollectionDocuments/water/nwqms-guidelines-4-vol1.pdf>

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A. and Toze R. G. 1970 A water quality index – do we dare? *Water Sewage Works* 117(10), 339-343.

CCME undated Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Available at:
http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html

CCME 1999 Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Manitoba Statutory Publications, Winnipeg, Canada.

Chapman, D. [Ed.] 1996 *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition Published by E&FN Spon on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization. Available at:
http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqualassess.pdf

Chapman, D. and Jackson, J. 1996 Biological Monitoring. In Bartram, J and Ballance, R [Eds] *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Published by E&FN Spon on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization. Available at:
http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqmchap11.pdf

Department of Environmental Conservation 2016 18 AAC 70 Water Quality Standards, Amended as of February 19, 2016, Available at: <https://dec.alaska.gov/commish/regulations/pdfs/18%20AAC%2070.pdf>

Department of Water Affairs and Forestry 1996 *South African Water Quality Guidelines Volume 7 Aquatic Ecosystems*. Pretoria, South Africa. Available at: http://www.dwa.gov.za/iwqs/wq_guide/Pol_saWQguideFRESHAquaticecosystemsvo17.pdf

Dickens, C.W.S. and Graham, P.M. 2002 The South African Scoring System (SASS) Version 5 Rapid Bioassessment Method for Rivers. *African Journal of Aquatic Science* 27, 1-10.

Environment Agency 2007 The direct toxicity assessment of aqueous environmental samples using the juvenile *Daphnia magna* immobilisation test. Environment Agency, UK. Available at: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/316804/daphnia208_1669241.pdf

EPA 2008 *Water Quality in Ireland 2004 - 2006. Chapter 2 Rivers*. Environmental Protection Agency, Ireland. Available at: <https://www.epa.ie/pubs/reports/water/waterqua/waterrep/Chapter%202%20Rivers.pdf>

EU (European Parliament, Council of the European Union) 2000. Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official Journal L327, 1–72. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

Friedrick, G., Chapman, D. and Beim, A. 1996 Chapter 5 The use of biological material. In: Chapman, D. (Ed.) *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring – Second Edition*. Published by E&FN Spon on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization. Available at: http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqualassess.pdf

Minister for the Environment, 2009 *S.I. No. 272 of 2009 European Communities Environmental Objectives (Surface Waters) Regulations 2009*. Stationery Office, Dublin. Available at: <http://www.irishstatutebook.ie/eli/2009/si/272/made/en/pdf>

Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D. and Clesceri, L.S. [Eds] 2012 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd Edition. American Public Health Association., American Water Works Association., [Water Environment Federation](http://www.waterenvironment.org/). Available at: <https://www.standardmethods.org/>

Rickwood, C. and Carr, G. 2009 Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index, *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009 156, 73–90, **DOI:** 10.1007/s10661-008-0464-6

Schäfer, S. *et al.* 2015 Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and assessment. *Environmental Sciences Europe* Bridging Science and Regulation at the Regional and European Level, **27**, 5 **DOI:** 10.1186/s12302-014-0036-z

Srebotnjak, T., Carr, G., de Sherbinin, A. and Rickwood, C. 2012 A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators*, Volume 17, 108–119, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.023>

UNECE 1992 Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes. Available at:
<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/water/pdf/watercon.pdf>

WFD-UKTAG 2014 *UKTAG River Assessment Method Benthic Invertebrate Fauna*. Water Framework Directive - United Kingdom Technical Advisory Group, Available at:
<https://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Characterisation%20of%20the%20water%20environment/Biological%20Method%20Statements/River%20Invertebrates%20WHPT%20UKTAG%20Method%20Statement.pdf>

WHO 2011 Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth edition. World Health Organization, Geneva. Available at:
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwg-guidelines-4/en/

WMO 2012 *International Glossary of Hydrology*. No. 385 World Meteorological Organization and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Available at: http://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_385-2012.pdf

Ziglio, G. *et al.* [Eds] 2006 *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. doi: 10.1002/0470863781.ch11 Available at:
<http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/0470863781>

7. D'AUTRES SOURCES D'INFORMATIONS

WFD Guidance Document No. 4 (2003): Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels

WFD Guidance Document No. 7 (2003): Monitoring under the Water Framework Directive. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels.

WFD 2004 Groundwater Monitoring – Technical Report on groundwater monitoring. Available at: <https://circabc.europa.eu/sd/a/729b38fe-4141-48e8-b808-04c3ecc91975/Groundwater%20monitoring%20Report.pdf>

8. ANNEXES

8.1 GLOSSAIRE

Les concepts et définitions utilisés dans la méthodologie sont basés sur les cadres et les glossaires internationaux en place ((OMM 2012), sauf indication contraire ci-dessous.

Aquifère: Formation géologique capable de stocker, transmettre et produire des quantités d'eau exploitables

Eaux souterraines: Eaux situées sous la surface du sol dans la zone de saturation

Lac: Etendue significative d'eau de surface stagnante à l'intérieur des terres

Pollution non ponctuelle: Pollution provenant de sources dispersées telles que les engrais, les produits chimiques et les pesticides utilisés dans les pratiques agricoles

Pollution de source ponctuelle: Pollution provenant d'une source précisément localisée

Pollution: Introduction dans l'eau de toute substance indésirable qui rend l'eau impropre à l'usage prévu

Polluant: Substance qui perturbe et interfère avec l'équilibre d'un système d'eau et nuit à l'utilisation idoine de l'eau pour un but souhaité

Rivière: Grand cours/ruisseau d'eau courante qui sert de drainage naturel à un bassin terrestre

Bassin fluvial: Zone géographique ayant un exutoire commun pour son ruissellement de surface

Eau de surface: Eau qui s'écoule ou se trouve à la surface du sol

Substance toxique: Substance chimique susceptible de perturber les fonctions physiologiques des humains, des animaux et des plantes

Eaux transfrontières: Eaux de surface ou souterraines qui marquent, traversent ou sont situées au niveau des frontières entre deux ou plusieurs États; Chaque fois que des eaux transfrontières se déversent directement dans la mer, ces eaux transfrontières se terminent en ligne droite à travers leurs embouchures respectives entre les points situés sur la laisse de basse mer des rives (CEE-ONU, 1992)

Plan d'eau: masse d'eau distincte des autres masses d'eau

8.2 EXEMPLES DE VALEURS CIBLES

Pays/Etat	Alaska	Australie et Nouvelle Zélande	Canada	Irlande ²	Afrique du Sud
Objet de la réglementation	Poissons et vie aquatique	Protection des écosystèmes aquatiques ¹	Protection de vie aquatique	Bon état écologique	Bonne qualité des écosystèmes aquatiques
pH	6.5 - 8.5	6.0-8.0	6.5-9.0	4.5 or 6.0 ³ – 9.0	Ecart Max de 5% par rapport à l'historique
Oxygène dissous (% saturation)	< 110	80-120		80-120	80-120
Oxygène dissous (mg/l)	7 - 17				
Ammoniac total-N (mg/l)				0.065	.007
Ammoniac non ionisé NH ₃ (µg/l)			19		
Ammonium NH ₄ ⁺ (µgN/l)		6 - 100			
Nitrate (NO ₃ ⁻) mg/l			13		
Total N (µg/l)					500-2500
Rivière des régions en haute altitude		100 - 480			
Rivière des régions en basse altitude		200 - 1200			
Lacs		350			
Phosphate (mg/l)		0.004 – 0.040		0.035 ⁴	0.005 – 0.025
Total P (µg/l)					
Rivières des régions en haute altitude		10 – 30			
Rivière des régions en basse altitude		10 – 100			
Lacs		10 – 25			
Conductivité (µS/cm)					Ecart Max de 15% par rapport à

					l'environnement non perturbé
Rivières		20 – 2200			
Lacs		90 – 1500			
Phytoplancton chlorophylle a (µg/l)					
Rivières et ruisseaux		3 – 5			
Lacs et réservoirs		3 – 5		<9.0 or <10.0 ⁵	
Référence des sources	Department of Environmental Conservation (2016)	ANZECC et ARMCANZ (2000)	CCME (non daté)	Minister for the Environment (2009)	Department of Water Affairs and Forestry (1996)
¹ Valeurs de déclenchement par défaut. Les différentes régions ont des gammes spécifiques pour différents plans d'eau dans la gamme générale fournie ici; ²Basé sur les exigences de la Directive Cadre sur l'Eau de l'UE pour un bon état de l'eau des rivières et des lacs (UE 2000); ³Dépend de la dureté de l'eau; ⁴ S'applique aux rivières uniquement ⁵ Selon le type de lac.					